

***Vorräte und Dynamik des Boden-Kohlenstoffs  
in Grünlandflächen Thüringens***

**Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades  
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)**

vorgelegt dem Rat der Biologisch-Pharmazeutischen Fakultät  
der Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Diplom-Biologin Stephanie Nöllert  
geboren am 2.1.1973 in Jena

Gutachter: Prof. Schulze  
Dr. habil. Hochberg  
Prof. Engels, Berlin

Termin der öffentlichen Verteidigung: 23.02.2004

# I Inhaltsverzeichnis

<b>I</b>	<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>i</b>
<b>II</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>iv</b>
<b>III</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>vii</b>
<b>IV</b>	<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>x</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung und Zielsetzung der Arbeit</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>3</b>
2.1	Das Grünland in Thüringen	3
2.2	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	5
2.3	Auswahl und Charakterisierung der Untersuchungsflächen	6
2.4	Entnahme von Bodenproben zur Ermittlung des Boden-Kohlenstoffvorrates	11
2.4.1	Laboranalysen: C- und N-Konzentration, Kationenaustauschkapazität (KAK), Korngrößenverteilung des Feinbodens, Bodenreaktion	12
2.5	Zusätzliche Messungen auf den Intensivflächen	14
2.5.1	Mineralischer Stickstoff ( $N_{\min}$ )	14
2.5.2	Meteorologische Daten	14
2.5.3	Ober- und unterirdische Biomasse	16
2.5.3.1	Quantifizierung der Ernterückstände	16
2.5.3.2	Ermittlung der Abbauraten der oberirdischen Biomasse mit Hilfe der <i>litterbag</i> -Methode (Streusäckchen)	16
2.5.3.3	Ermittlung der unterirdischen Gesamt-Biomasse	18
2.5.3.4	Ermittlung des unterirdischen Biomasse-Zuwachses	18
2.6	Vegetationscharakterisierung aller Untersuchungsflächen	19
2.7	Computersoftware und Statistik	19

<b>3 Ergebnisse</b>	<b>20</b>
3.1 Kohlenstoffvorräte in der Biomasse	20
3.1.1 Oberirdische Biomasse der Intensivflächen	20
3.1.1.1 Quantifizierung der Ernterückstände	20
3.1.1.2 Abbauraten der oberirdischen Biomasse	22
3.1.1.3 Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse auf den Intensivflächen	27
3.1.2 Unterirdische Biomasse der Intensivflächen	29
3.1.2.1 Unterirdische Gesamt-Biomasse	29
3.1.2.2 Zuwachs der Wurzelbiomasse	29
3.1.2.3 Kohlenstoffvorrat in der unterirdischen Biomasse auf den Intensivflächen	32
3.1.3 Abschätzung der C-Vorräte in der Biomasse für alle 21 Untersuchungsflächen	36
3.2 Boden-Kohlenstoffvorräte der Untersuchungsflächen	40
3.2.1 Einfluss der Beprobungstiefe auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	44
3.2.2 Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	47
3.2.3 Einfluss der C-Konzentration des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	51
3.2.4 Einfluss des C/N-Verhältnisses des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	53
3.2.5 Einfluss der Bodenart des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	56
3.2.6 Einfluss der Bodenreaktion auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	60
3.2.7 Einfluss der Kationenaustauschkapazität des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	60
3.2.8 Einfluss der Basensättigung des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	65
3.2.9 Einfluss der Flächennutzung auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	65
3.2.10 Einfluss des Klimas auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	68
3.3 Zusammenschau: Kohlenstoffvorräte in der Biomasse und im Boden	69
3.4 Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem Stickstoff ( $N_{\min}$ )	71



<b>4 Diskussion der Ergebnisse</b>	<b>73</b>
4.1 Methodische Anmerkungen zur Bestimmung der C-Vorräte in der Biomasse	73
4.1.1 Oberirdische Biomasse	73
4.1.2 Unterirdische Biomasse	75
4.2 Die Boden-Kohlenstoffvorräte ausgewählter Flächen des Thüringer Grünlandes	78
4.2.1 Bilanzierung der Kohlenstoff-Flüsse im Grünland	79
4.2.1.1 Oberirdische Biomasse	80
4.2.1.2 Unterirdische Biomasse	84
4.2.1.3 Düngung	91
4.2.1.4 DOC	92
4.2.1.5 Boden-Kohlenstoffvorrat	93
A) Einfluss von Nutzung und Nutzungsgeschichte auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	94
B) Einfluss bodenphysikalischer und -chemischer Faktoren sowie des Klimas auf den Boden-Kohlenstoffvorrat	98
4.3 Ermittlung des Gesamtvorrates an Boden-Kohlenstoff für das Thüringer Grünland	101
4.4 Bedeutung der Grünländer für den Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff in Thüringen und sich daraus ableitende Konsequenzen des Flächenmanagements	103
<b>5 Zusammenfassung</b>	<b>105</b>
<b>6 Summary</b>	<b>107</b>
<b>7 Literaturverzeichnis</b>	<b>109</b>
<b>8 Anhang</b>	<b>A1-A35</b>
<b>Danksagung</b>	
<b>Anlagen: Selbständigkeitserklärung, Lebenslauf, Publikationsliste</b>	

## II Abbildungsverzeichnis

(Mit „A“ versehene Abbildungen sind im Anhang zu finden.)

<b>Abb. 2.3-1:</b>	Lage der Untersuchungsflächen in den Naturräumen Thüringens.	7
<b>Abb. 2.4-1:</b>	Bodenprofil in Schwallungen nach Entnahme der Bodenproben.	11
<b>Abb. 2.5-1:</b>	<i>Litterbags</i> auf der Bergwiese in Oberweißbach.	17
<b>Abb. 2.5-2:</b>	Installierter <i>ingrowth core</i> in Oberweißbach.	19
<b>Abb. 3.1-1:</b>	Trockenmasse der einzelnen Fraktionen der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen zu allen Beprobungsterminen im Jahr 2000.	20
<b>Abb. 3.1-2:</b>	Prozentuale Anteile einzelner Fraktionen an den Ernterückständen auf den Intensivflächen zu allen Beprobungsterminen im Jahr 2000.	21
<b>Abb. 3.1-3:</b>	Masseverluste der Monokotylen in den <i>litterbags</i> auf den Intensivflächen innerhalb des Untersuchungsjahres.	22
<b>Abb. 3.1-4:</b>	Mittlere C- und N-Konzentration der verbliebenen Biomasse Monokotyler in den <i>litterbags</i> in den Intensivflächen.	24
<b>Abb. 3.1-5:</b>	Mittlere C- und N-Verluste der abgebauten Biomasse Monokotyler in den <i>litterbags</i> in den Intensivflächen.	24
<b>Abb. 3.1-6:</b>	Veränderungen der C- und N-Konzentrationen während des Abbauprozesses Monokotyler in den <i>litterbags</i> in den Intensivflächen.	26
<b>Abb. 3.1-7:</b>	C/N-Verhältnis Monokotyler in den <i>litterbags</i> in den Intensivflächen.	26
<b>Abb. 3.1-8:</b>	Masseverlust Monokotyler in den <i>litterbags</i> in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte in 0,05 m Bodentiefe, der N-Konzentration und dem C/N-Verhältnis im Ausgangsmaterial sowie der N <sub>min</sub> -Versorgung der Intensivflächen im Mineralboden.	27
<b>Abb. 3.1-9:</b>	Unterirdische Gesamt-Biomasse der Intensivflächen an jedem Beprobungstermin in den einzelnen Beprobungstiefen.	30
<b>Abb. 3.1-10:</b>	Zuwachs der Wurzelbiomasse der Intensivflächen in den Beprobungsintervallen in den einzelnen Beprobungstiefen.	31
<b>Abb. 3.1-11:</b>	Täglicher Zuwachs der Wurzelbiomasse der Intensivflächen in den Beprobungsintervallen in den einzelnen Beprobungstiefen.	33
<b>Abb. 3.1-12:</b>	Anteil lebender und abgestorbener Wurzeln an der unterirdischen Gesamt-Biomasse, exemplarisch durchgeführt für die erste Beprobung im Februar/März 2000, für die Intensivflächen in je drei Beprobungstiefen.	34

<b>Abb. 3.1-13:</b>	Zusammenhang von unterirdischer Gesamt-Biomasse und Ertrag aller 21 Untersuchungsflächen.	37
<b>Abb. 3.2-1:</b>	Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorräte der untersuchten Flächen als Summe über alle Beprobungstiefen.	40
<b>Abb. 3.2-2:</b>	Beziehung zwischen Gesamt-N- und -C-Vorrat im Mineralboden aller Untersuchungsflächen.	42
<b>Abb. 3.2-3:</b>	Einfluss der maximalen Beprobungstiefe auf den Gesamt-vorrat an Boden-Kohlenstoff in Abhängigkeit von der Bodenart.	45
<b>Abb. 3.2-4:</b>	Anteil des Boden-Kohlenstoffs aller Beprobungstiefen am Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat der Flächen.	46
<b>Abb. 3.2-5:</b>	Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	48
<b>Abb. 3.2-6:</b>	Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf die C-Konzentration des Feinbodens.	49
<b>Abb. 3.2-7:</b>	Einfluss der C-Konzentration des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	52
<b>Abb. 3.2-8:</b>	Beziehung zwischen C- und N-Konzentration des Feinbodens aller Flächen und Beprobungstiefen.	53
<b>Abb. 3.2-9:</b>	Zusammenhang zwischen C- und N-Konzentration des Feinbodens in einzelnen Beprobungstiefen.	54
<b>Abb. 3.2-10:</b>	Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis des Feinbodens.	55
<b>Abb. 3.2-11:</b>	Einfluss des Tonanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	57
<b>Abb. 3.2-12:</b>	Einfluss des Sandanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	58
<b>Abb. 3.2-13:</b>	Einfluss des Schluffanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	59
<b>Abb. 3.2-14:</b>	Einfluss des pH-Wertes des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	61
<b>Abb. 3.2-15:</b>	Einfluss der $KAK_{pot}$ des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	63
<b>Abb. 3.2-16:</b>	Einfluss der $KAK_{eff}$ des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat.	64
<b>Abb. 3.2-17:</b>	Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit von der Flächennutzung.	66

**A:** aktuelle Nutzung

**B:** Nutzungsgeschichte

<b>Abb. 3.2-18:</b>	<p><b>A:</b> Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit vom Jahresmittel der Lufttemperatur für das Jahr 2001.</p> <p><b>B:</b> Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit von der Jahressumme des Niederschlags für das Jahr 2001.</p> <p>In beiden Teilen der Abbildung wurden die Bodenarten berücksichtigt.</p>	68
<b>Abb. 3.4-1:</b>	Versorgung der Intensivflächen mit $\text{NO}_3^-$ -N und $\text{NH}_4^+$ -N zu Beginn der Vegetationsperiode 2001.	71
<b>Abb. 4.2-1:</b>	Bilanzierung der jährlichen C-Einträge in die Intensivflächen.	79
<b>Abb. A 2.3-1:</b>	Bodenprofile aller Untersuchungsflächen (Fotografien).	A 6
<b>Abb. A 2.5-1:</b>	Jahresgang der Lufttemperatur in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 für die Intensivflächen.	A 12
<b>Abb. A 2.5-2:</b>	Jahresgang der Bodentemperatur in den Intensivflächen in unterschiedlichen Bodentiefen, beispielhaft für das Jahr 2000.	A 12
<b>Abb. A 2.5-3:</b>	Jahresgang der Bodenfeuchte in den Intensivflächen im Untersuchungszeitraum in unterschiedlichen Bodentiefen, beispielhaft für das Jahr 2000.	A 15
<b>Abb. A 3.2: 1-21:</b>	Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften aller Beprobungstiefen der untersuchten Flächen.	A 22-32

### III Tabellenverzeichnis

(Mit „A“ versehene Tabellen sind im Anhang zu finden.)

<b>Tab. 2.3-1:</b>	Überblick über die Zugehörigkeit der Untersuchungsflächen zu den im Rahmen der Evaluierung des KULAP (TMLNU, 1999a) ausgeschiedenen Gesellschaftsgruppen.	6
<b>Tab. 2.3-2:</b>	Übersicht zu Lage, Höhenlage, Exposition, Neigung, Flächengröße, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag aller Untersuchungsflächen.	9
<b>Tab. 2.3-3:</b>	Übersicht zu Geologie, Boden, Nutzung und Vegetation aller Untersuchungsflächen.	10
<b>Tab. 2.4-1:</b>	Methoden der Korngrößenfraktionierung für die Untersuchungsflächen.	13
<b>Tab. 2.5-1:</b>	Übersicht zu Beprobungsterminen und maximalen Beprobungstiefen der $N_{\min}$ -Bestimmung auf den Intensivflächen.	14
<b>Tab. 2.5-2:</b>	Übersicht zu den meteorologischen Aufzeichnungen in den Intensivflächen.	15
<b>Tab. 2.5-3:</b>	Termine der Quantifizierung der Ernterückstände auf den Intensivflächen.	16
<b>Tab. 2.5-4:</b>	Termine des Ausbringens und der Entnahme der <i>litterbags</i> auf den Intensivflächen.	17
<b>Tab. 2.5-5:</b>	Termine der Beprobung der unterirdischen Biomasse auf den Intensivflächen.	18
<b>Tab. 3.1-1:</b>	Parameter des exponentiellen Masseverlustes Monokotyle in den <i>litterbags</i> .	23
<b>Tab. 3.1-2:</b>	Parameter der exponentiellen C- und N-Verluste der Monokotylen in den <i>litterbags</i> in Bezug zum Ausgangsmaterial.	25
<b>Tab. 3.1-3:</b>	Jahresmittel der C-Konzentration der Ernterückstände der Intensivflächen im Vergleich zur mittleren C-Konzentration der abgestorbenen Monokotylen in den Abbauprobungen.	28
<b>Tab. 3.1-4:</b>	C-Vorrat in der abbaubaren oberirdischen Biomasse auf den Intensivflächen im Untersuchungsjahr.	28
<b>Tab. 3.1-5:</b>	Mittlere C-Konzentration abgestorbener Wurzeln ausgewählter Flächen.	35
<b>Tab. 3.1-6:</b>	C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse für die Intensivflächen im Untersuchungsjahr.	35
<b>Tab. 3.1-7:</b>	Bedeutung der Moose für den C-Vorrat in der Biomasse im Untersuchungsjahr.	36
<b>Tab. 3.1-8:</b>	Mittlere unterirdische Gesamt-Biomasse aller Untersuchungsflächen.	39

<b>Tab. 3.2-1:</b>	Boden-Kohlenstoff- und -stickstoffvorräte aller Untersuchungsflächen.	41
<b>Tab. 3.2-2:</b>	Signifikante Korrelationskoeffizienten der Beziehung zwischen Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat aller Untersuchungsflächen und den im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Parametern.	42
<b>Tab. 3.2-3:</b>	Zusammenfassung der signifikanten Korrelationskoeffizienten der Analyse der den Boden-Kohlenstoffvorrat beeinflussenden Faktoren bei Berücksichtigung von Bodentiefe und Bodenart.	43
<b>Tab. 3.2-4:</b>	Signifikante Korrelationskoeffizienten der Beziehung zwischen C-Konzentration und Lagerungsdichte des Feinbodens.	50
<b>Tab. 3.2-5:</b>	Parameter der exponentiellen Regressionen (C-Konzentration = $a \cdot \text{Lagerungsdichte}^b$ ) der einzelnen Bodenarten bis in 0,3 m Bodentiefe zu Abb. 3.2-5.	50
<b>Tab. 3.2-6:</b>	Signifikante Korrelationskoeffizienten der Beziehung zwischen C- und N-Konzentration des Feinbodens.	53
<b>Tab. 3.2-7:</b>	Übersicht der signifikanten Korrelationskoeffizienten zwischen der KAK im Feinboden und deren Einzelionen.	62
<b>Tab. 3.2-8:</b>	Übersicht der signifikanten Korrelationskoeffizienten der Analyse des Boden-Kohlenstoffvorrates und der Flächennutzung.	67
<b>Tab. 3.3-1:</b>	Übersicht zu den C-Vorräten in der Biomasse in Bezug zum Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat im Mineralboden der Intensivflächen.	69
<b>Tab. 3.3-2:</b>	Anteil des unterirdischen C-Vorrates in der Biomasse am Boden-Kohlenstoffvorrat im Mineralboden bis in 0,15 m Bodentiefe in den Intensivflächen.	70
<b>Tab. 3.4-1:</b>	Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem N ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) zu Beginn der Vegetationsperiode 2001.	71
<b>Tab. 4.2-1:</b>	Vergleichende Zusammenstellung von Untersuchungen zur Quantifizierung der unterirdischen Biomasse und deren Dynamik in Grünländern, hauptsächlich in Europa.	85
<b>Tab. 4.2-2:</b>	Jährlicher Zuwachs der unterirdischen Biomasse im Methodenvergleich.	90
<b>Tab. 4.3-1:</b>	Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff des Thüringer Grünlandes.	102
<b>Tab. A 2.3-1</b>	Überblick über alle die im Rahmen der Evaluierung des KULAP (TMLNU, 1999a) beschriebenen Vegetationseinheiten des Thüringer Grünlandes.	A1

<b>Tab. A 2.3-2:</b>	Zusammenfassung der Nutzung und Nutzungsgeschichte aller Untersuchungsflächen.	A 3
<b>Tab. A 2.3-3:</b>	Bodentypen aller Untersuchungsflächen und deren bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften.	A 4
<b>Tab. A 2.3-4:</b>	Zusammenfassung zur Vegetationstabelle Tab. A 2.3-5.	A 7
<b>Tab. A 2.3-5:</b>	Vollständige Vegetationstabelle aller untersuchten Grünlandflächen.	A 9
<b>Tab. A 2.5-1:</b>	Monatsmittel der Lufttemperatur für die Intensivflächen.	A 11
<b>Tab. A 2.5-2:</b>	Monatsmittel der Bodentemperatur der Intensivflächen in unterschiedlichen Bodentiefen.	A 13
<b>Tab. A 2.5-3:</b>	Monatsmittel der Bodenfeuchte in den Intensivflächen in unterschiedlichen Bodentiefen.	A 14
<b>Tab. A 2.5-4:</b>	Signifikante Unterschiede in der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte, getestet an den Differenzen der jeweiligen Monatsmittel und den Mittelwerten über die Intensivflächen im entsprechenden Monat.	A 16
<b>Tab. A 3.1-1:</b>	Trockenmasse der einzelnen Fraktionen der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen für alle Beprobungstermine.	A 17
<b>Tab. A 3.1-2:</b>	Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen bei der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen für alle Beprobungstermine.	A 18
<b>Tab. A 3.1-3:</b>	Abbau Monokotyler in den Intensivflächen ( <i>litterbags</i> ).	A 19
<b>Tab. A 3.1-4:</b>	Unterirdische Gesamt-Biomasse und deren Zuwächse in den Intensivflächen innerhalb der Beprobungsintervalle.	A 20
<b>Tab. A 3.1-5:</b>	Ergebnisse des Tests auf signifikante Unterschiede in den Mittelwerten der Wurzelbiomasse-Bestimmungen in den Intensivflächen zur Aufdeckung von jahreszeitlichen Mustern in den einzelnen Beprobungstiefen.	A 21
<b>Tab. A 3.1-6:</b>	Anteil lebender und abgestorbener Wurzeln an der unterirdischen Gesamt-Biomasse, exemplarisch durchgeführt für die erste Beprobung im Februar/März 2000, für die Intensivflächen in je drei Beprobungstiefen.	A 21
<b>Tab. A 3.2-22:</b>	KAK und BS aller Untersuchungsflächen und Aufstellung der Gehalte der Einzelionen in den Beprobungstiefen.	A 33
<b>Tab. A 3.2-23:</b>	KAK und BS aller Untersuchungsflächen und Aufstellung der Anteile der Einzelionen an der KAK in den Beprobungstiefen.	A 34
<b>Tab. A 3.4-1:</b>	Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem Stickstoff vor Beginn der Vegetationsperiode im Jahr 2001.	A 35

## IV Abkürzungsverzeichnis

Folgende Abkürzungen wurden in der vorliegenden Arbeit verwendet:

DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
ISO	International Organization for Standardization (Internationale Normen)
KULAP	Programm zur Förderung von umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
KAS	Kalkammonsalpeter
NPK	Stickstoff-Phosphor-Kalium-Dünger
PK	Phosphor-Kalium-Dünger
ICP-AES	Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometer
TM	Trockenmasse
BS	Basensättigung
BS <sub>pot</sub>	potentielle Basensättigung
BS <sub>eff</sub>	effektive Basensättigung
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAK <sub>pot</sub>	potentielle Kationenaustauschkapazität
KAK <sub>eff</sub>	effektive Kationenaustauschkapazität
N <sub>min</sub>	Mineralischer Stickstoff (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N und NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)
IÄ	Ionenäquivalente
k	Geschwindigkeitskonstante
S	Sand
T	Ton
U	Schluff
a	Irrtumswahrscheinlichkeit
ANOVA	Analysis of variance (Varianzanalyse)
MW	Mittelwert
SD	Standardabweichung
SNK	Student-Newman-Keuls-Test



## 1 Einleitung und Zielsetzung der Arbeit

Der seit Beginn der Industrialisierung nachweisbare, anthropogen bedingte Klimawandel rückte den Kohlenstoff-Kreislauf ins Zentrum der wissenschaftlichen Tätigkeit (HOUGHTON et al., 1983; WILSON, 1978). So ergab die Bilanzierung des globalen C-Haushaltes eine fehlende Senke (*missing sink*) von  $2-4 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  (SCHIMEL et al., 2001; TRUMBORE et al., 1995), die zum Einen in den temperaten Regionen der Nordhalbkugel vermutet wurde (THORNLEY et al., 1991), zum Anderen in den tropischen Grasländern, die  $0,5 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  des Fehlbetrages erklären könnten (AMUNDSON, 2001; DAVIDSON et al., 1995; SCURLOCK und HALL, 1998). Daraus resultierte eine beginnende Inventarisierung aller relevanten Flüsse und Vorräte zur Determinierung dieser Wissenslücke, insbesondere des Boden-Kohlenstoffvorrates, des größten terrestrischen Speichers (ESWARAN et al., 1993; SCHLESINGER, 1990; STANTON, 1988). Es galt weiterhin, daraus politische Schritte abzuleiten, um der weiteren Erwärmung der Erdatmosphäre Einhalt zu gebieten (WBGU, 1998).

Weltweit ist derzeit eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche durch flächige Waldrodungen in den Tropen zu beobachten, so dass die Bedeutung von Grünland für den globalen C-Haushalt wächst (SAUERBECK, 2001; HOUGHTON, 2003).

Obwohl C-Bilanzen auf Ebene einzelner Kontinente aufgestellt wurden (u. a. JANSSENS et al., 2003), ist die Datenbasis speziell für das Grünland unbefriedigend (u. a. GUO und GIFFORD, 2002; HYVÖNEN et al. 1998).

Für die temperaten Grasländer liegen außerhalb Nordamerikas (BUYANOVSKY et al., 1987; ELLIOTT, 1986; NAETH et al., 1991; NICHOLS, 1984; SCHIMEL et al., 1985; SEASTEDT und COXWELL, 1994; SIMS und NIELSEN, 1986; VAN VEEN und PAUL, 1981) nur wenige Studien vor, welche die den Boden-Kohlenstoffvorrat bedingenden Flüsse in Grünland-Ökosystemen quantifizieren.

Das Grünland (oder Grasland) gehört als Halbkulturformation zum charakteristischen Landschaftsbild Mitteleuropas. In Deutschland werden derzeit ungefähr 26 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Dauergrünland bewirtschaftet (WBGU, 2003). Die wenigen vorhandenen Daten werden dieser weiten Ausdehnung nicht gerecht.

VLEESHOUWERS und VERHAGEN (2002) modellierten für Europa C-Flüsse in landwirtschaftlich genutzten Böden. Ihre Datengrundlage für Grünland basiert ausschließlich auf hoch intensiv genutzten Weidelgrasweiden, die aber bei weitem nicht repräsentativ sind für das mitteleuropäische Grünland.

KLEBER (1997) und RYCHNOVSKÁ (1993) quantifizierten als Einzige C-Vorräte und C-Flüsse in ausgewählten Grünländern Mitteleuropas. Für intensiv genutzte Weiden (*Cynosuro-Lolieten*) im Allgäu konnte trotz umfangreicher Messungen keine befriedigende C-Bilanz aufgestellt werden. Die jährlichen C-Austräge durch Veratmung der organischen Bodensubstanz übertrafen die C-Einträge durch Biomasse und Dünger deutlich. Dagegen erwiesen sich intensiv genutzte Wiesen (*Arrhenathereten*) in Ungarn als deutliche C-Senken (BARCZA et al., 2003). JANSSEN et al. (in Vorbereitung) werten die Grünländer Europas ebenfalls als C-Senken. Sie heben die Empfindlichkeit der europäischen C-Bilanz auf geringfügige Änderungen des C-Status' des Graslandes hervor.

Die vorgestellten Arbeiten machen die Notwendigkeit der Erfassung der Variabilität der Boden-Kohlenstoffvorräte und der wichtigsten C-Einträge, der ober- und unterirdischen Biomasse, in Grünlandökosystemen deutlich.

Das Bundesland Thüringen hat sich selbst ein Klimaschutzziel gesetzt (THÜRINGER LANDESREGIERUNG, 2002a), das die Reduzierung der Treibhausgasemissionen um 6 % bis zum Jahre 2010 anstrebt. Alle wirtschaftlichen Sektoren verpflichteten sich zur Mitwirkung, so auch die Landwirtschaft, in deren Obhut sich die Grünländer befinden. Da edaphisch sehr vielfältig, qualifiziert sich Thüringen zusätzlich als Untersuchungsgebiet.

Als Aufgabenstellungen für diese Arbeit ergaben sich folgende Aspekte:

1. Wie groß ist der Vorrat an Boden-Kohlenstoff repräsentativer Flächen des Thüringer Grünlandes?
2. Ist dieser durch bodenphysikalische oder -chemische Parameter zu erklären?
3. Wieviel C ist in der potenziell abbaubaren Biomasse gespeichert?
4. Wie hoch ist der jährliche C-Eintrag in den Mineralboden?
5. Ist ein Einfluss der aktuellen Nutzung und der Nutzungsgeschichte auf den Boden-Kohlenstoffvorrat nachzuweisen?
6. Welche Flächen sind im Hinblick auf ihre Boden-Kohlenstoffspeicherung besonders wertvoll?
7. Besteht für Thüringen die Möglichkeit, durch eine C erhaltende Grünlandbewirtschaftung eine größere Festlegung von C im Mineralboden zu bewirken?

## 2 Material und Methoden

### 2.1 *Das Grünland in Thüringen*

(Die Begriffe Grünland und Grasland werden synonym verwendet.)

In der Bundesrepublik Deutschland werden gegenwärtig 48 % der Fläche landwirtschaftlich genutzt, in Thüringen sind es 54 %. Von den 796 000 ha thüringischer landwirtschaftlicher Nutzfläche (2002) stehen 22 % unter Grünlandnutzung, wovon wiederum 75 % als Dauergrünland bewirtschaftet werden, der Rest ist Ansaatgrünland (TLL, 2003; TMLNU, 1999a). Das Grünland beschränkt sich in der Regel auf landwirtschaftlich schwer nutzbare Flächen: flachgründige, steinige, trockene oder nasse Bereiche sowie steile Hanglagen, deren ökologischer Wert jedoch von bundesweiter Bedeutung ist (z. B. artenreiche Magerrasen; HUNDT, 2001). Hier stellt die Graslandnutzung die angemessenste Form der Bewirtschaftung dar, zieht man ökonomische und ökologische Aspekte in Betracht.

Die Weidenutzung überwiegt in Thüringen aufgrund des gesunkenen Futterbedarfs deutlich gegenüber der Wiese (WULF, 2003), so dass die Nutzungsformen derzeit folgende Anteile erreichen: Wiesen 19,2 %, Weiden 34 %, Mähweiden 46,8 % (TLS, 2003). Mähweiden werden in der Regel nach einer Mahd beweidet. Die Bewirtschaftung des Dauergrünlandes in Thüringen ist jedoch nach Aussage einiger Landwirte nicht in jedem Jahr konstant: Je nach Entwicklung der Fläche bzw. nach wirtschaftlichen Bedürfnissen kommt es zu Abweichungen, beispielsweise in Form eines eingeschobenen Pflegeschnittes oder einer kurzfristigen Beweidung.

In der Absicht, dem durch den nach 1989 entstandenen enormen Flächenüberhang absehbaren Brachfallen vorzubeugen, und zudem die Folgeerscheinungen der Großflächenproduktion vergangener Jahrzehnte rückgängig zu machen, wird seit 1993 die umfassende Extensivierung der Grünlandwirtschaft von der Thüringer Landesregierung durch das KULAP (Programm zur Förderung von umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen) unterstützt (TMLNU, 1999b). Im Jahr 2002 wurden 83 % der Grünlandflächen entsprechend den Anforderungen dieses Programms bewirtschaftet, wobei im Besonderen die extensive Weidewirtschaft durch Förderungsmaßnahmen forciert wurde (TMLNU, 1999a). Durch diese Initiative kann gleichzeitig der ökologische Wert dieser Flächen erhalten und verbessert werden.

Die Ausprägung des Grünlandes wurde in entscheidendem Maße durch die politische Situation im Land bestimmt. Nach dem 2. Weltkrieg kam es im Osten Deutschlands zur Übernahme sowjetischer Methoden der Agrarproduktion, was sich insbesondere durch die mit der II. Parteikonferenz der Sozialistischen Einheitspartei Deutschlands (SED) im Jahr 1952 beschlossenen Gründung von Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG) ausdrückte. In Thüringen entstand die erste ostdeutsche LPG in Merxleben im Kreis Bad Langensalza (heute Unstrut-Hainich-Kreis). Die damit einhergehende Neueinteilung der Flächen war einzig auf die Großflächenlandwirtschaft ausgerichtet. Auch die strikte Trennung von Tier- und Pflanzenproduktion war Ausdruck des Strebens nach Intensivierung und Produktionssteigerung, was sich im Charakter der landwirtschaftlichen Flächen widerspiegelte: Sie wurden durch Meliorationsmaßnahmen und Düngung angeglichen. Hinzu kam vielfach der Umbruch standortgerechter Wiesen zur Ausweitung des Ackerlandes v. a. in den Auen. Auch die Bergwiesen des Thüringer Waldes wurden in Ackernutzung genommen oder aber unangemessenen Düngergaben unterzogen (WEGENER, 1979). Bis dahin waren z. B. im Thüringer Schiefergebirge nur 5 % der Flächen beweidet, die Wiesennutzung dominierte deutlich. Mit der Zunahme der Weidetiere entwickelten sich weitläufig einförmige Weidelgrasweiden (*Cynosuro-Lolieten*). Der regionale Charakter der Grünländer ging verloren und damit ein Großteil der diversen Wiesenvegetation.

Andererseits wurde der Anteil des Grünlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche einzig durch Grenzsicherungs-Maßnahmen (1955 bis 1989) von 151 300 ha auf 176 800 ha erweitert (BREITSCHUH et al., 1999).

Durch die politische Wende kam es in der Landwirtschaft nach 1990 zu umfassenden Neuordnungen der Besitzverhältnisse, die jedoch auch zu Veränderungen in der Bewirtschaftung führten (MEUSEL und RINGLER, 1993). Die mangelnde Konstanz in der Nutzung hatte zur Folge, dass viele Flächen pflanzensoziologisch kaum eindeutig zu charakterisieren sind, wie auch einige der Untersuchungsflächen dieser Arbeit (z. B. Frankenheim, Steinhaleben, Arnsgeruth, siehe Tab. 2.3-3). In derartigen Fällen kann man nur Fragmentgesellschaften ausscheiden. Zusätzlich erschweren regelmäßige Nachsaaten zur Ertragssteigerung die eindeutige Zuordnung der Flächen. So zeigen an- und nachgesäte Grasländer eine stetige Entwicklung und Veränderung in den Artenanteilen, die u. U. auch zu einer von wenigen Arten beherrschten Vegetation führen kann (z. B. Pösen, Neustadt, Zeulenroda). Ungewöhnlich war die Artenarmut einiger Flächen (z. B. Reinsdorf) als Ausdruck vergangener Intensivnutzung (HOCHBERG und TELLER, 1993; MATTHES, 1993). Zudem zeugt die Verunkrautung v. a. der Weideflächen von unangemessener Bewirtschaftung.

Allgemeine pflanzensoziologische Abhandlungen über das in den Molinia-Arrhenatheretea zusammengefasste Wirtschaftsgrünland, das Kulturgrünland im eigentlichen Sinne, sind in DIERSCHKE (1997) und OBERDORFER (1993) zu finden. Andere, verbreitete Grünländer im weiteren Sinne charakterisierende Vegetationsklassen in Thüringen sind die Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea), Borstgras- und Zwergstrauchheiden (Nardo-Callunetea), Sand- und Felsrasen (Sedo-Scleranthetea), Röhrichte und Seggenrieder (Phragmitetea), Kleinseggenrieder (Scheuchzerio-Caricetea nigrae), Trittpflanzengesellschaften (Plantaginea) sowie Flutrasen und Feuchtweiden (Agrostietea stoloniferae).

Eine Zusammenfassung der Vegetationscharakterisierung der Untersuchungsflächen dieser Arbeit bietet die Tab. A 2.3-4 als Teil der vollständigen Vegetationstabelle Tab. A 2.3-5.

## **2. 2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes**

Thüringen ist geologisch sehr vielgestaltig (WESTHUS et al., 1993). Das zentrale Thüringer Becken, eine vielfach von Löß überlagerte Bildung des Keupers, ist randlich von Muschelkalk- und Buntsandsteinplatten umgeben. Am Übergang der vorgelagerten Hügelländer zu den nördlichen (Harz und Kyffhäuser) und südlichen Mittelgebirgen (Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge), die eine maximale Höhe von 982 m erreichen (Großer Beerberg im Thüringer Wald), liegen stellenweise schmale Zechsteingürtel. Das Basaltkuppenland der Vorderen Rhön bildet die südwestliche Grenze Thüringens zu Hessen und Bayern. Die größten Fließgewässer sind Weiße Elster, Saale, Werra und Unstrut (Abb. 2.3-1).

Die morphologische Heterogenität führt zu einem regional differenzierten Klima. Jena und Bad Sulza sind die wärmsten Orte mit einer Jahresmitteltemperatur von 9 °C, die Mittelgebirge, insbesondere der Inselberg und die Schmücke, die kältesten mit 4 °C. Das zentrale Keuperbecken bildet das Trockengebiet Thüringens mit einem jährlichen Niederschlagsmittel von 500 mm, im Schiefergebirge und den Hochlagen des Thüringer Waldes fallen 1000 mm Niederschlag im langjährigen Mittel.

Eine ausführliche Beschreibung der Geologie Thüringens findet sich in SEIDEL (2003), des Klimas in KOCH (1953).

### 2.3 Auswahl und Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Im Rahmen der Evaluierung des KULAP wurde eine Inventarisierung des Thüringer Grünlandes vorgenommen. Die ausgeschiedenen 48 Vegetationseinheiten wurden zu 15 Gesellschaftsgruppen aggregiert (Tab. 2.3-1 bzw. Tab. A 2.3-1; TMLNU, 1999a).

Die Auswahl von 21 Flächen des Thüringer Grünlandes sollten zum Einen die bedeutendsten Gruppen repräsentieren, die jedoch einzig auf einer Vegetationsanalyse basieren. Zum Anderen sollten sowohl Dauergrünländer als auch Ansaaten berücksichtigt werden. Bodenbildende Bedingungen (Geologie, Klima, Vegetation) und Nutzungsformen des Grünlandes mussten abgebildet werden (siehe Kap. 2.1). Durch die Flächenwahl war somit 90 % der Grünlandfläche des KULAP (83 % der gesamten Grünlandfläche Thüringens) repräsentiert.

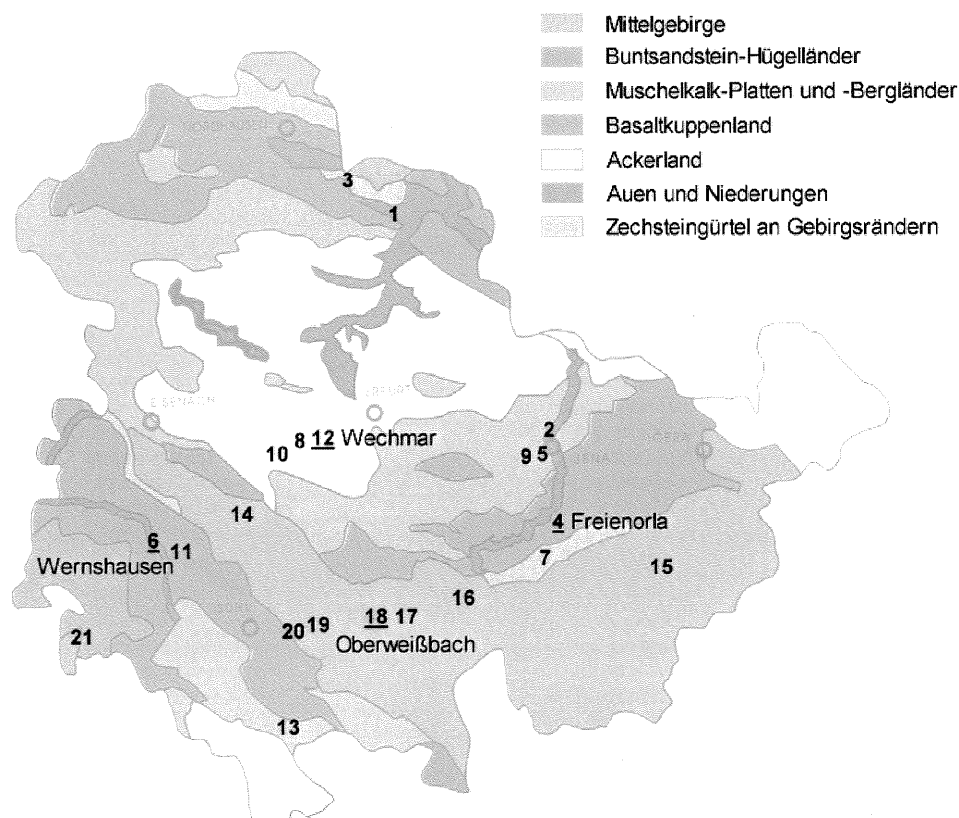
Die Zuordnung der Untersuchungsflächen zu den 15 Gesellschaftsgruppen ist unter Berücksichtigung der aktuellen Nutzung (mit wenigen Abweichungen von den Bezeichnungen der Gruppen; Weide, Mähweide, *Wiese*) der Tab. 2.3-1 zu entnehmen.

Gesellschaftsgruppe	Flächenanteil im KULAP (%)	Untersuchungsflächen
1 Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Salbei-Glatthaferwiesen	13	<b>Kalkmagerrasen Wechmar, Steinhaleben</b>
2 Feucht- und Nasswiesengesellschaften	1	<i>Leutra</i>
3 Feuchte Glatthaferwiesen	4	<u>Birkenfeld</u>
4 Frische Glatthaferwiesen	8	<i>Löbstedt</i>
5 Fuchsschwanzwiesen	11	<b><i>Wernshausen</i></b>
6 Wiesenrispen-Goldhaferwiesen	2	-
7 Waldstorchschnabel-Goldhaferwiesen	3	<u>Neustadt</u> , Frauenwald
8 Bärwurz-Rotschwingel-Wiesen	3	Frankenheim
9 Rotschwingel-Kammgrasweide	7	<b><i>Oberweißbach</i></b>
10 Weidelgras-Kammgrasweide	8	<b><u>Freienorla</u>, <u>Harrasmühle</u></b>
11 Ansaatgrünland	14	<i>Wechmar Ansaat, <u>Pösen</u>, Schwabhausen, <u>Schwallungen</u>, Tambach-Dietharz, Oberweißbach Ansaat</i>
12 Mähweide, artenarm	18	<u>Reinsdorf</u> , <i>Zeulenroda, Arnsgeruth</i>
13 Mähweide mit Regenerationspotenzial	6	-
14 Queckengesellschaften und nitrophile Staudenfluren	2	-
15 Gesellschaftskomplex	1	-

Vorhergehende Seite:

**Tab. 2.3-1:** Überblick über die Zugehörigkeit der Untersuchungsflächen zu den im Rahmen der Evaluierung des KULAP (TMLNU, 1999a) ausgeschiedenen Gesellschaftsgruppen, die eine Zusammenfassung von 48 Vegetationseinheiten darstellen (Tab. A 2.3-1). Die derzeitige Flächennutzung ist vermerkt (Weide, Mähweide, Wiese), wobei die Intensivflächen **fett** hervorgehoben sind. Der Anteil der jeweiligen Gesellschaftsgruppe an der gesamten, nach den Anforderungen des KULAP bewirtschafteten Grünlandfläche ist aufgeführt.

Von den 21 Flächen wurden vier ausgewählt (Freienorla, Oberweißbach, Wechmar Kalkmagerrasen, Wernshausen), die der intensiveren Untersuchung hinsichtlich klimatischer Einflüsse und des Biomasse- und damit Kohlenstoffkreislaufes dienen (im Folgenden als Intensivflächen bezeichnet, in Tab. 2.3-1 **fett** hervorgehoben). Diese Selektion erfolgte nicht vordergründig anhand der Gesellschaftsgruppen (Tab. 2.3-1), sondern zum Einen aufgrund der Anteile dieser Flächentypen an der gesamten Grünlandfläche Thüringens, zum Anderen entsprechend ihres repräsentativen Wertes für die Grünlandwirtschaft (siehe Kap. 2.1). Freienorla vertritt dabei die Grünländer auf frischen und nährstoffreichen Standorten, Oberweißbach die extensiv genutzten Bergwiesen der Mittelgebirge, der Kalkmagerrasen in Wechmar die extensiven Weideflächen der Extremlagen (Steilheit, Skelettgehalt, Flachgründigkeit) und Wernshausen die Auenflächen (siehe auch Tab. A 2.3-1).



**Abb. 2.3-1:** Lage der Untersuchungsflächen in den Naturräumen Thüringens. Die Zuordnung der Nummern ist der Tab. 2.3-2 zu entnehmen, Intensivflächen (unterstrichen) sind genannt. Nach WESTHUS et al. (1993), verändert.

In Abb. 2.3-1 ist die Lage der Untersuchungsflächen in den Naturräumen Thüringens gezeigt. Die Tab. 2.3-2 stellt wichtige Informationen zu Lage, Höhenlage, Exposition, Flächengröße, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag zusammen, die anschließende Tab. 2.3-3 gibt einen Überblick über Geologie, Ausgangsgestein, Bodentyp, derzeitige Nutzung und Nutzungsgeschichte sowie Vegetation. Details zu Bewirtschaftung, Bodencharakteristik und Vegetation der Flächen sind im Anhang aufgezeigt (Tab. A 2.3-2, Tab. A 2.3-3 bzw. Abb. A 2.3-1 sowie Tab. A 2.3-4).

---

#### Folgende Seiten:

**Tab. 2.3-2:** Übersicht zu Lage, Höhenlage, Exposition, Neigung, Flächengröße, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag aller Untersuchungsflächen (Nummern beziehen sich auf die Abb. 2.3-1).

Quellen: „\*“: AG BODEN (1994), <sup>1)</sup>: Deutscher Wetterdienst, Offenbach, <sup>2)</sup>: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, <sup>3)</sup>: Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena. Die Jahresmitteltemperatur einiger Flächen konnte nicht ermittelt werden.

**Tab. 2.3-3:** Übersicht zu Geologie, Boden (siehe auch Tab A 2.3-3 und Abb. A 2.3-1), Nutzung (siehe auch Tab. A 2.3-2) und Vegetation (siehe auch Tab. A 2.3-4 und Tab. A 2.3-5) aller Untersuchungsflächen (Nummern beziehen sich auf Abb. 2.3-1).

Quellen: „\*“: Geologischen Karten, <sup>1)</sup>: eigene Erhebungen, <sup>2)</sup>: laut Bewirtschafter.

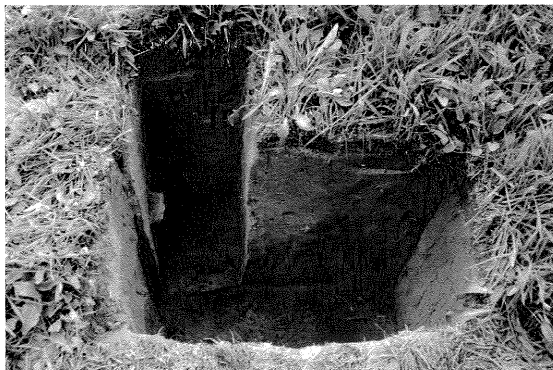


Fläche	Nr.	Lage *	Höhe üNN (m) *	Exposition *	Neigung (°) *	Größe (ha) *	Jahresmitteltemperatur 2001 (°C)		Jahresniederschlag 2001 (mm)	
Reinsdorf	1	11°15'O 51°20'N	118	-	0	22,5	9,6	Artern <sup>1)</sup>	514	Artern <sup>1)</sup>
Löbstedt	2	11°36'O 50°56'N	140	-	0	3,4	10,1	Jena <sup>1)</sup>	666	Jena <sup>1)</sup>
Steinthalen	3	11°01'O 51°24'N	200	SO	11	2,0	9,3	Sondershausen <sup>1)</sup>	655	Sondershausen <sup>1)</sup>
Freienorla	4	11°31'O 50°46'N	200	NW	10	1,4	8,5	Hummelshain <sup>3)</sup>	650	Freienorla <sup>1)</sup>
Leutra	5	11°33'O 50°52'N	200	-	0	0,5	10,1	Jena <sup>1)</sup>	666	Jena <sup>1)</sup>
Wernshausen	6	10°21'O 50°42'N	250	-	0	8,2	8,5	Bad Salzungen <sup>2)</sup>	767	Schwallungen <sup>1)</sup>
Harrasmühle	7	11°42'O 50°42'N	320	NNO	7	2,0	8,5	Hummelshain <sup>3)</sup>	690	Oberoppurg <sup>1)</sup>
Wechmar Ansaat	8	10°46'O 50°52'N	320	NNO	3	0,8	8,4	Friemar <sup>2)</sup>	569	Friemar <sup>2)</sup>
Pösen	9	11°29'O 50°52'N	320	N	6	3,6	10,1	Jena <sup>1)</sup>	666	Jena <sup>1)</sup>
Schwabhausen	10	10°43'O 50°53'N	320	-	0	1,7	8,4	Friemar <sup>2)</sup>	569	Friemar <sup>2)</sup>
Schwallungen	11	10°22'O 50°41'N	350	NW	7	17,2	8,5	Bad Salzungen <sup>2)</sup>	767	Schwallungen <sup>1)</sup>
Wechmar Kalkmagerrasen	12	10°45'O 50°52'N	350	NNO	5	2,5	8,4	Friemar <sup>2)</sup>	569	Friemar <sup>2)</sup>
Birkenfeld	13	10°44'O 50°25'N	370	-	0	1,6	7,9	Heßberg <sup>2)</sup>	821	Heßberg <sup>2)</sup>
Tambach-Dietharz	14	10°37'O 50°48'N	440	W	6	36,0	8,2	Martinroda <sup>1)</sup>	775	Martinroda <sup>1)</sup>
Zeulenroda	15	11°58'O 50°38'N	445	-	0	22,2	7,9	Burkersdorf <sup>2)</sup>	686	Zeulenroda <sup>1)</sup>
Arnsgeroth	16	11°19'O 50°36'N	460	NW	15	4,9			630	Saalfeld <sup>1)</sup>
Oberweißbach Ansaat	17	11°08'O 50°35'N	680	SO	2	10,3	6,5	Oberweißbach <sup>2)</sup>	749	Oberweißbach <sup>2)</sup>
Oberweißbach	18	11°08'O 50°34'N	680	NW	2	1,0	6,5	Oberweißbach <sup>2)</sup>	749	Oberweißbach <sup>2)</sup>
Neustadt	19	10°55'O 50°35'N	760	O	5	7,0			1351	Neustadt <sup>1)</sup>
Frauenwald	20	10°51'O 50°34'N	760	NW	4	54,0			1406	Frauenwald <sup>1)</sup>
Frankenheim	21	10°04'O 50°33'N	780	N	5	5,0	6,1	Frankenheim <sup>1)</sup>	1252	Frankenheim <sup>1)</sup>

Fläche	Nr.	Geologische Formation *	Ausgangsgestein *	Bodentypen <sup>1)</sup> (siehe auch Tab. A 2.3-3 und Abb. A 2.3-1)	Derzeitige Nutzung <sup>2)</sup> (siehe auch Tab. A 2.3-2)	Nutzungs- geschichte <sup>2)</sup> (siehe auch Tab. A 2.3-2)	Vegetation <sup>1)</sup> (siehe auch Tab. A 2.3-4 und Tab. A 2.3-5)
Reinsdorf	1	Holozän = Alluvium		Pseudogley - Vega	Mähweide	Dauergrünland	Artenarme Mähweide
Löbstedt	2	Holozän = Alluvium		Vega	Wiese	Dauergrünland	Arrhenatheretum elatioris
Steinthaleben	3	Zechstein	Gips	Braunerde	Weide	Dauergrünland	Gestörtes Mesobrometum
Freienorla	4	Mittlerer Buntsandstein	Sandstein	Pseudogley	Mähweide	Dauergrünland	Cynosuro - Lolietum
Leutra	5	Holozän = Alluvium		Vega - Gley	Wiese	Dauergrünland	Angelico sylvestris - Cirsietum oleracei
Wernshausen	6	Holozän = Alluvium		Gley - Vega	Wiese	Dauergrünland	<i>Ranunculus repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> - Gesellschaft
Harrasmühle	7	Zechstein	Kalkstein	Braunerde	Mähweide	Dauergrünland	Cynosuro - Lolietum
Wechmar Ansaat	8	Unterer Keuper	Sandsteine, Dolomite	Braunerde	Mähweide	Acker	Ansaat
Pösen	9	Mittlerer Muschelkalk	Kalkstein, Kalkmergel	Braunerde	Mähweide	Acker	Ansaat
Schwabhausen	10	Unterer Keuper	Kalkstein, Mergel	Pseudogley - Braunerde	Wiese	Acker	Ansaat
Schwallungen	11	Unterer Buntsandstein	Sandstein	Pseudogley	Mähweide	Acker	Ansaat
Wechmar Kalkmagerrasen	12	Oberer Muschelkalk	Kalkstein	Braunerde - Rendzina	Weide	Dauergrünland	Artenreiches Mesobrometum
Birkenfeld	13	Holozän = Alluvium		Pseudogley	Wiese	Dauergrünland	Feuchtes Arrhenatheretum elatioris
Tambach-Dietzharz	14	Unterrotliegendes	Sandstein, Schiefertone	Braunerde	Mähweide	Dauergrünland	<i>Bromus hordeaceus</i> - Mähweide
Zeulenroda	15	Untersilur	Tonschiefer	Brauneisengley	Wiese	?	Nachgesätes Cynosuro - Lolietum
Arnsgeruth	16	Untersilur	Tonschiefer	Braunerde	Weide	Dauergrünland	Nachgesätes Arrhenatheretum elatioris
Oberweißbach Ansaat	17	Kambrium	Tonschiefer	Braunerde	Wiese	Acker	Ansaat
Oberweißbach	18	Kambrium	Tonschiefer	Braunerde	Wiese	Grünland	<i>Festuca rubra</i> - <i>Agrostis tenuis</i> - Gesellschaft
Neustadt	19	Oberrotliegendes	Porphyry	Braunerde	Mähweide	Acker	Ansaat mit Tendenz zum Geranio - Trisetetum
Frauenwald	20	Oberrotliegendes	Glimmerporphyrite	Regosol	Weide	Grünland	Geranio - Trisetetum mit Tendenz zum Meo - Festucetum
Frankenheim	21	Jungtertiär	Basalt	Braunerde	Weide	Grünland	Verarmtes Geranio - Trisetetum

## ***2.4 Entnahme von Bodenproben zur Ermittlung des Boden-Kohlenstoffvorrates***

Die Entnahme von Probematerial zur Bestimmung des Boden-Kohlenstoffvorrates erfolgte auf allen 21 Flächen. Hierzu wurde jeweils an einer repräsentativ erscheinenden Stelle mit einem Spaten ein Bodenprofil mit folgenden Ausmaßen angelegt:  $0,8 \cdot 0,5 \text{ m}^2$  maximal grabbare Tiefe (Abb. 2.4-1). Dabei wurde darauf geachtet, dass die das Profil umgebende Fläche nicht durch die Grabetätigkeit gestört wurde (Verdichtungen, Verschmutzungen, Beschädigungen). Die Profilwände wurden geglättet und zu Dokumentationszwecken Fotografien des Profils angefertigt (Abb. A 2.3-1). Die Ansprache des Bodenprofils erfolgte in Anlehnung an AG BODEN (1994). Detaillierte Ergebnisse sind in Tab. A 2.3-3 dargestellt.



**Abb. 2.4-1:** Bodenprofil in Schwallungen nach Entnahme der Bodenproben.

Nach der Markierung einer  $0,3 \cdot 0,3 \text{ m}^2$  umfassenden Fläche zur Beprobung der darunter liegenden Bodensäule wurde mit dem restlosen Entfernen der oberirdischen Biomasse (Schere) zur Frischmasse-Bestimmung begonnen. Der so freigelegte Boden wurde in der Regel bis zu einer Tiefe von 0,3 m in 0,05 m-Schichten ausgestochen (mit Messer, Spachtel und Kelle), in größerer Tiefe in 0,1 m-Schritten. Von diesen konkreten Tiefenstufen wurde abgewichen, wenn innerhalb der 0,05 m bzw. 0,1 m-Schicht eine deutliche Horizontgrenze zu erkennen war oder der Wurzelfilz eine deutliche Abgrenzung zeigte. Dann wurde zusätzlich an diesen Grenzen beprobt.

Sofern hereinragende Steine die volumengetreue Beprobung störten, wurde entweder durch Vermessen des Steines annähernd dessen Volumen bestimmt oder ein dem Stein entsprechendes Äquivalent als Ausgleich gesucht. Der gesamte Boden jeder Schicht wurde in frischem Zustand gewogen, größere Steine entfernt und gewogen sowie eine repräsentative Unterprobe für Analysezwecke in Plastiktüten verpackt. Die Beprobung erfolgte einmal bis zur maximal grabbaren Tiefe, zusätzlich in zwei Wiederholungen bis in 0,3 m Bodentiefe. Nach Beendigung der Probenahme wurde das Profil verfüllt.

Alle Biomasseproben wurden bei 70 °C getrocknet und anschließend deren Trockenmasse bestimmt. Eine Unterprobe wurde gemahlen und der C-Analyse unterzogen.

Der Boden wurde luftgetrocknet und schrittweise aufgearbeitet: Sieben des Bodens durch ein 2 mm-Sieb (Feinboden), Entfernen aller Wurzeln, anderer Biomassereste und Steine, schließlich Wägen aller Komponenten. Die Trockenmasse-Bestimmung der Wurzeln und der Biomassereste schloss sich an die 70 °C-Trocknung, die des Bodens an eine 105 °C-Trocknung einer Unterprobe an. Nach Mahlen einer Bodenunterprobe in der Kugelmühle (Firma Retsch, Frequenz 30, zehn Minuten) erfolgte die Einwaage für die C-Analytik.

Der Boden-Kohlenstoffvorrat wurde über die Lagerungsdichte des Feinbodens und dessen C-Konzentration auf die Fläche eines Hektars hochgerechnet. In die Lagerungsdichte des Feinbodens ging das Bodenvolumen abzüglich des Wurzel- und Steinvolumens ein (vgl. KÖRSCHENS, 1995; PAULSEN, 1995). Somit ist der hier verwendete Terminus nicht mit der bodenkundlichen Lagerungsdichte identisch (AG BODEN, 1994), die sich auf das Gesamtprofil bezieht und Skelett und Wurzeln mit einrechnet.

### 2.4.1 Laboranalysen

Unterproben aller entnommenen Bodenproben wurden hinsichtlich folgender Parameter analysiert:

#### C- und N-Konzentration

In allen Fällen wurde die Konzentration an organischem C bzw. N ermittelt, bei karbonathaltigen Böden ging dieser Analyse somit eine Säurebehandlung (HCl) zur Entkarbonatisierung voraus. Die Bestimmungen der C- und N-Konzentration erfolgte am Elementar vario EL (Fa. Elementar Analysensysteme GmbH) bzw. am CS-500 (Fa. ELTRA GmbH).

#### Kationenaustauschkapazität (KAK)

Zur Ermittlung der KAK wurde in Zusammenarbeit mit weiteren Anwendern im Institut eine Routine entwickelt. Sie erfolgte für saure, karbonatfreie Böden durch Extraktion mit 1M NH<sub>4</sub>Cl (effektive KAK - KAK<sub>eff</sub>), für karbonathaltige Böden durch Extraktion mit 1M NH<sub>4</sub>OAc für die Bestimmung der potenziellen KAK (KAK<sub>pot</sub>). Die Einwaage jeweils 2,5 g gesiebten, lufttrockenen Bodens wurde in PE-Flaschen mit 100 ml der entsprechenden Extraktionslösung versetzt und 15 s manuell geschüttelt. Nach fünf Stunden Ruhezeit wurden die Proben abermals 15 s per Hand geschüttelt und über Nacht ruhen gelassen. Vor der 30 minütigen Zentrifugation bei 3500 U·min<sup>-1</sup> wurden die Proben abermals geschüttelt, der Überstand abfiltriert und nach der pH-Wert-Bestimmung bis zur Messung mit dem ICP-AES (Optima 3300 DV, Fa. Perkin-Elmer) bei -20 °C gelagert.

### Korngrößenverteilung des Feinbodens

Die auf 2 mm gesiebten Bodenproben wurden je nach dem aus der Bodenansprache zu erwartenden Tongehalt unterschiedlich behandelt (siehe Tab. 2.4-1). Die Bestimmung der Korngrößenverteilung erfolgte für stark tonhaltigen Böden entsprechend DIN ISO 19683, die eine Pipettanalyse nach Dispergierung mit  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$  darstellt. Die Sandfraktion sandiger bis schluffiger Böden wurde nach Zerstörung der organischen Substanz durch eine  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Behandlung nass abgesiebt und der Anteil der verbliebenen Bodenpartikel entsprechend ihres Durchmessers mittels Laser ermittelt. Die Analysen wurden an der Friedrich-Schiller-Universität Jena (FSU) bzw. von der Firma Agrar- und Umweltanalytik Jena (AUA) durchgeführt.

Die Definition der Bodenarten erfolgte anschließend nach AG BODEN (1994).

Bestimmung der Korngrößenverteilung entsprechend DIN ISO 19683, Fa. AUA, Jena	Bestimmung der Korngrößenverteilung der Schluff- und Tonfraktionen mittels Laser (Sandfraktion: Nasssiebung) an der FSU Jena
Zeulenroda, Reinsdorf, Wechmar Kalkmagerrasen, Steinhaleben	Restliche Flächen

**Tab. 2.4-1:** Methoden der Korngrößenfraktionierung für die Untersuchungsflächen.

### Bodenreaktion

Von den gesiebten, luftgetrockneten Bodenproben wurden je 10 g in PE-Flaschen eingewogen und mit 25 ml 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung versetzt. Die Proben wurden im Überkopfschüttler eine Stunde geschüttelt, anschließend eine Stunde stehen gelassen. Diese Prozedur wurde zweimal wiederholt. Im Überstand wurde der pH-Wert laut Geräteanleitung gemessen (pH 538, Fa. WTW).

## 2.5 Zusätzliche Messungen auf den Intensivflächen

### 2.5.1 Mineralischer Stickstoff ( $N_{\min}$ )

Zur Beurteilung der Nährstoffversorgung der Intensivflächen wurde vor Vegetationsbeginn des Jahres 2001 eine Untersuchung des Gehaltes an mineralischem Stickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{NH}_4^+$ -N) vorgenommen (Tab. 2.5-1).

	<b>Frische Mähweide</b>	<b>Aue</b>	<b>Bergwiese</b>	<b>Kalkmagerrasen</b>
	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
Beprobungstermin	09.02.2001	08.02.2001	09.02.2001	08.02.2001
Maximale Beprobungstiefe (m)	0,7	0,6	0,5	0,2

**Tab. 2.5-1:** Übersicht zu Beprobungsterminen und maximalen Beprobungstiefen der  $N_{\min}$ -Bestimmung auf den Intensivflächen.

Die Beprobung erfolgte mit einem Pürkhauer-Bohrer. Je Fläche wurden zehn Einstiche vorgenommen, wobei jeweils zwei Proben der in 0,1 m-Abschnitte unterteilten Bodensäule zu einer Probe vereinigt wurden. Die kurzfristige Lagerung bis zur Analyse erfolgte bei 4 °C. Diese übernahm das Labor der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) in Jena und richtete sich nach VDLUFA (1991).

### 2.5.2 Meteorologische Daten

Zur Klärung flächenspezifischer Unterschiede wurden Datenlogger zur Aufzeichnung der Bodenfeuchte, der Bodentemperatur sowie der Lufttemperatur in zwei Meter Höhe installiert (Tab. 2.5-2).

Alle Parameter wurden im Zehn-Minuten-Takt aufgezeichnet. Kurzzeitige Ausfälle durch technisches Versagen und Vandalismus waren allerdings nicht zu vermeiden. Die Lufttemperatur wurde mit Hilfe eines HOBO H8 (Fa. onset computer corporation) registriert, der in zwei Meter Höhe, vor direkter Sonneneinstrahlung und Regen geschützt, angebracht war. Bodenfeuchte und -temperatur wurden mit Hilfe des Datenloggers CR10X (Fa. Campbell Scientific Ltd.) jeweils in gleicher Tiefe mit je einer Wiederholung dokumentiert. Als Bodenfeuchte-Sensoren dienten ThetaProbes ML2x (Delta-T Devices Ltd.), als Bodentemperaturfühler 105T Temperature Probes (Fa. Campbell Scientific Ltd.).

	<b>Frische Mähweide</b>	<b>Aue</b>	<b>Bergwiese</b>	<b>Kalkmagerrasen</b>
	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
Beginn der Aufzeichnungen	21.03.2000	22.03.2000	03.04.2000	23.03.2000
Ende der Aufzeichnungen				
- Lufttemperatur	03.06.2002	15.01.2002	30.04.2002	02.05.2002
- Bodentemperatur und -feuchte	25.11.2001	15.01.2002	15.04.2002	12.07.2002
Bodentiefe der Bodentemperatur- und -feuchte-Sensoren (m)	0,05 0,15	0,05 0,15 0,25	0,05 0,15 0,25	0,05

**Tab 2.5-2:** Übersicht zu den meteorologischen Aufzeichnungen in den Intensivflächen.

#### Installation der Sensoren:

Nach Graben eines der Sensortiefe entsprechenden Profils (bei Hanglagen in Streichrichtung) wurden die Sensoren unter Berücksichtigung von Steinen und Hohlräumen in einem horizontalen Abstand von 0,15 m vorsichtig in die Profilwand eingeführt. Der vorsichtigen Verfüllung des Profils folgte das Auflegen der zuvor entfernten Grassode. Auslesen und Wartung der Datenlogger erfolgten monatlich.

#### Datenauswertung:

Nach Eliminierung der vom Logger registrierten Datenausfälle wurden Stundenmittel gebildet, wenn mindestens 2/3 der erforderlichen Daten vorhanden waren. Die Schließung von Datenlücken (ausschließlich für Temperaturverläufe) erfolgte, soweit der Datensatz dies erlaubte, durch Korrelationen mit einem anderen Jahr oder der ähnlichsten Fläche (in Abbildungen und Tabellen jeweils vermerkt).

Die meteorologischen Parameter der Intensivflächen sind in Tab. A 2.5-1 bis 4 bzw. Abb. A 2.5-1 bis 3 im Anhang dargestellt.

## 2.5.3 Ober- und unterirdische Biomasse

### 2.5.3.1 Quantifizierung der Ernterückstände

Zu vier Zeitpunkten wurde im Jahr 2000 durch komplettes Entfernen der nach der „Ernte“ (Mahd oder Beweidung) auf den Flächen verbliebenen Rückstände die noch abbaubare Restbiomasse bestimmt (Tab. 2.5-3).

FrISChe Mähweide	Aue	Bergwiese	Kalkmagerrasen
Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
21.03.2000	22.03.2000	03.04.2000	23.03.2000
24.05.2000	17.05.2000	30.05.2000	10.06.2000
27.07.2000	02.08.2000	23.08.2000	28.08.2000
03.11.2000	06.11.2000	02.11.2000	06.11.2000

**Tab. 2.5-3:** Termine der Quantifizierung der Ernterückstände auf den Intensivflächen.

Jeweils 0,5 m<sup>2</sup> der Flächen wurden mit der Schere bis zur Bodenoberfläche rückstandslos gemäht, das Material in Plastiktüten verpackt und bis zum Sortieren bei -10 °C gelagert. Folgende Fraktionen wurden ausgeschieden (lebendes Material: überwiegend grün; abgestorbenes Material: gelb/braun):

Monokotyle, abgestorben	Dikotyle, abgestorben	Zweige
Monokotyle, lebend	Dikotyle, lebend	Moose.

Die Trockenmasse-Bestimmung erfolgte nach einer 70 °C-Trocknung. Für die C-Analyse wurde das Material der jeweiligen Fraktion durch Schreddern homogenisiert, anschließend je eine Unterprobe fünf Minuten bei Frequenz 30 gemahlen.

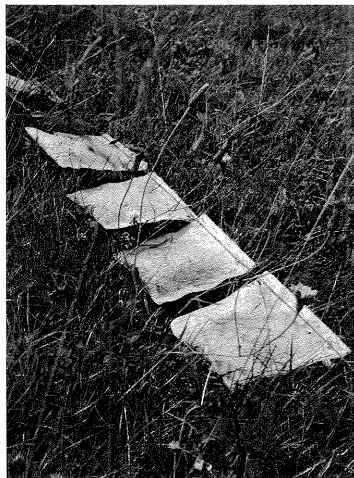
### 2.5.3.2 Ermittlung der Abbauraten der oberirdischen Biomasse mit Hilfe der *litterbag*-Methode (Streusäckchen)

Die weit verbreitete Methode (siehe auch Kap. 4.1.1) ermöglicht, die Abbauraten der standort-eigenen oberirdischen Biomasse im Jahresverlauf unter annähernd natürlichen Bedingungen zu bestimmen. Jedoch ist die Vegetationszusammensetzung der Flächen nicht vollständig in den *litterbags* widerspiegelbar, so dass für diese Untersuchung die Monokotylen als Hauptbestandsbildner ausgewählt wurden. Sie wurden vor der ersten Ernte gemäht, lebende Monokotyle aussortiert, in 3 cm-Abschnitte zerteilt und abschließend bei 70 °C getrocknet. Es wurde kein optisch erkennbar totes Material verwendet, da zum Einen die Variabilität in der chemi-



schen Zusammensetzung recht hoch ist, zum Anderen auf den Flächen nach der Ernte ebensoviel lebendes Material verblieb (Tab. A 3.1-1).

Polyestergewebe (Maschenweite: 0,5 mm) wurde zu Säckchen der Größe 0,13·0,13 m<sup>2</sup> mit Polyestergergarn vernäht und anschließend mit 4 g Pflanzenmaterial befüllt. Diese Maschenweite gewährleistete zum Einen keinen methodisch bedingten Masseverlust durch die Maschen, zum Anderen den Zugang der Mikro- und Mesofauna zum Pflanzenmaterial (VERHOEF und BRUSSARD, 1990). Je Fläche wurden 25 *litterbags* nahe der Bodenoberfläche an einer zwischen zwei Verankerungen befestigten Schnur ausgebracht (Abb. 2.5-1). Im Jahresverlauf wurden je Termin fünf *litterbags* eingesammelt (Tab. 2.5-4).



Der Inhalt wurde im Labor von Fremdmaterial trocken gereinigt, bei 70 °C getrocknet und die Trockenmasse bestimmt. Für die anschließende C-Analyse wurde wiederum gemahlenes Material verwendet.

**Abb. 2.5-1:** *Litterbags* auf der Bergwiese in Oberweißbach.

Termin der	FrISCHE Mähweide	Aue	Bergwiese	Kalkmagerrasen
	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
Ausbringung	16.05.2000	16.05.2000	06.06.2000	12.06.2000
Entnahme	25.06.2000	23.06.2000	17.07.2000	02.08.2000
	27.07.2000	02.08.2000	23.08.2000	14.09.2000
	12.09.2000	14.09.2000	03.10.2000	06.11.2000
	03.11.2000	06.11.2000	02.11.2000	12.03.2000
	13.03.2001	12.03.2001	13.03.2001	18.05.2001

**Tab. 2.5-4:** Termine des Ausbringens und der Entnahme der *litterbags* auf den Intensivflächen.

### 2.5.3.3 Ermittlung der unterirdischen Gesamt-Biomasse

Die Beprobung der unterirdischen Gesamt-Biomasse erfolgte fünfmal im Jahresverlauf möglichst zeitgleich mit der Ernte der oberirdischen Biomasse (Tab. 2.5-5).

FrISChe Mähweide	Aue	Bergwiese	Kalkmagerrasen
Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
28.02.2000	12.03.2000	29.02.2000	29.02.2000
22.05.2000	17.05.2000	30.05.2000	07.06.2000
27.07.2000	02.08.2000	23.08.2000	28.08.2000
03.11.2000	06.11.2000	02.11.2000	06.11.2000
13.03.2001	12.03.2001	13.03.2001	12.03.2001

**Tab. 2.5-5:** Termine der Beprobung der unterirdischen Biomasse auf den Intensivflächen.

Acht Bodenkerne bis 0,15 m Bodentiefe (in Wechmar bis 0,1 m) wurden mit Hilfe eines Bohrers (Durchmesser 4,5 cm, an der Längsachse teilbar) zu jedem Beprobungstermin entnommen, in 5-cm-Abschnitte getrennt und bis zur weiteren Verarbeitung kurzzeitig bei 4 °C gelagert.

Jeder durchwurzelte Bodenabschnitt wurde in Wasser eingeweicht, unter einem Wasserstrahl durch Siebe (0,5 und 0,2 mm Maschenweite) gewaschen, die Wurzeln manuell von Fremdmaterial (Steine, Bodentiere, andere Pflanzenreste) gereinigt und die Trockenmasse nach 70 °C-Trocknung bestimmt. Der Steinanteil in den einzelnen Abschnitten wurde ermittelt.

Bei der ersten Probenahme erfolgte die Auftrennung der Wurzeln nach optischen Gesichtspunkten in lebend und abgestorben, was sich aufgrund der damit behafteten Subjektivität und der großen Anzahl an Proben für den weiteren Verlauf aber als nicht praktikabel erwies.

### 2.5.3.4 Ermittlung des unterirdischen Biomasse-Zuwachses

Zur Bestimmung des unterirdischen Biomasse-Zuwachses dienten sogenannte *ingrowth cores*: Mit wurzelfreiem Boden der Flächen befüllte Fiberglassäckchen (Maschenweite: 0,25 mm, Länge: 20 cm, Durchmesser: 4,5 cm) wurden in ein zuvor mit einem Bohrer ausgehobenes Loch eingeführt und der schlüssige Kontakt zum Boden hergestellt (verdichtet und befeuchtet, Abb. 2.5-2).

Jeweils fünf Wiederholungen dienten der Erfassung der zuwachsenden Wurzelbiomasse in den Beprobungsintervallen der Quantifizierung der unterirdischen Gesamt-Biomasse (siehe Tab. 2.5-5).



Die Entnahme der *ingrowth cores* erfolgte nach Freischneiden mit einem Messer durch Ziehen am überstehenden Material. Die Proben wurden bis zum Auswaschen der Wurzeln (entsprechend Kap. 2.5.3.3) kurzzeitig bei 4 °C gelagert.

**Abb. 2.5-2:** Installierter *ingrowth core* in Oberweißbach.

## 2.6 Vegetationscharakterisierung aller Untersuchungsflächen

In der Regel erfolgten zwei Vegetationsaufnahmen pro Fläche (jeweils 1·1 m<sup>2</sup>, Oberweißbach: 2·2 m<sup>2</sup>, Deckung nach Braun-Blanquet, WILMANN, 1998). Moose blieben unberücksichtigt, da sie in diesem Zusammenhang von geringem syntaxonomischem Wert sind. Zusätzlich auf den Flächen vorkommende Arten, die nicht in den Aufnahmen erfasst waren, sind in den Erklärungen zur Vegetationstabelle vermerkt (Tab. A 2.3-4). Die pflanzensoziologische Einordnung der Flächen erfolgte in Anlehnung an DIERSCHKE (1997), OBERDORFER (1993), RUNGE (1994) sowie WESTHUS et al. (1993).

## 2.7 Computersoftware und Statistik

Neben der für die Text- und Tabellenverarbeitung üblichen Software wurden die statistischen Analysen und Darstellungen mit SPSS 11.0 (Fa. SPSS Inc.), Statistika 5.5 (Fa. StatSoft Inc.) und Sigmaplot 6.0 (Fa. SPSS Inc.) durchgeführt bzw. angefertigt. Der Auswertung der Vegetationsaufnahmen diente SORT 4.0 (ACKERMANN und DURKA, 1998). Mittelwertvergleiche von Datensätzen erfolgten durch eine ANOVA, wobei das Student-Newman-Keuls-Kriterium (SNK) verwandt wurde bzw. durch t-Tests ( $\alpha = 0,05$ ). Wird in der Folge von signifikanten Unterschieden gesprochen, beziehen sich diese auf das  $\alpha = 0,05$ -Niveau. Die verschiedenen Signifikanzniveaus wurden folgendermaßen dargestellt:

$$P < 0,05 \quad = \quad *$$

$$P < 0,01 \quad = \quad **$$

$$P < 0,001 \quad = \quad ***$$

Bei bivariaten Korrelationsanalysen wurde mit dem Spearman-rank Koeffizienten gearbeitet.

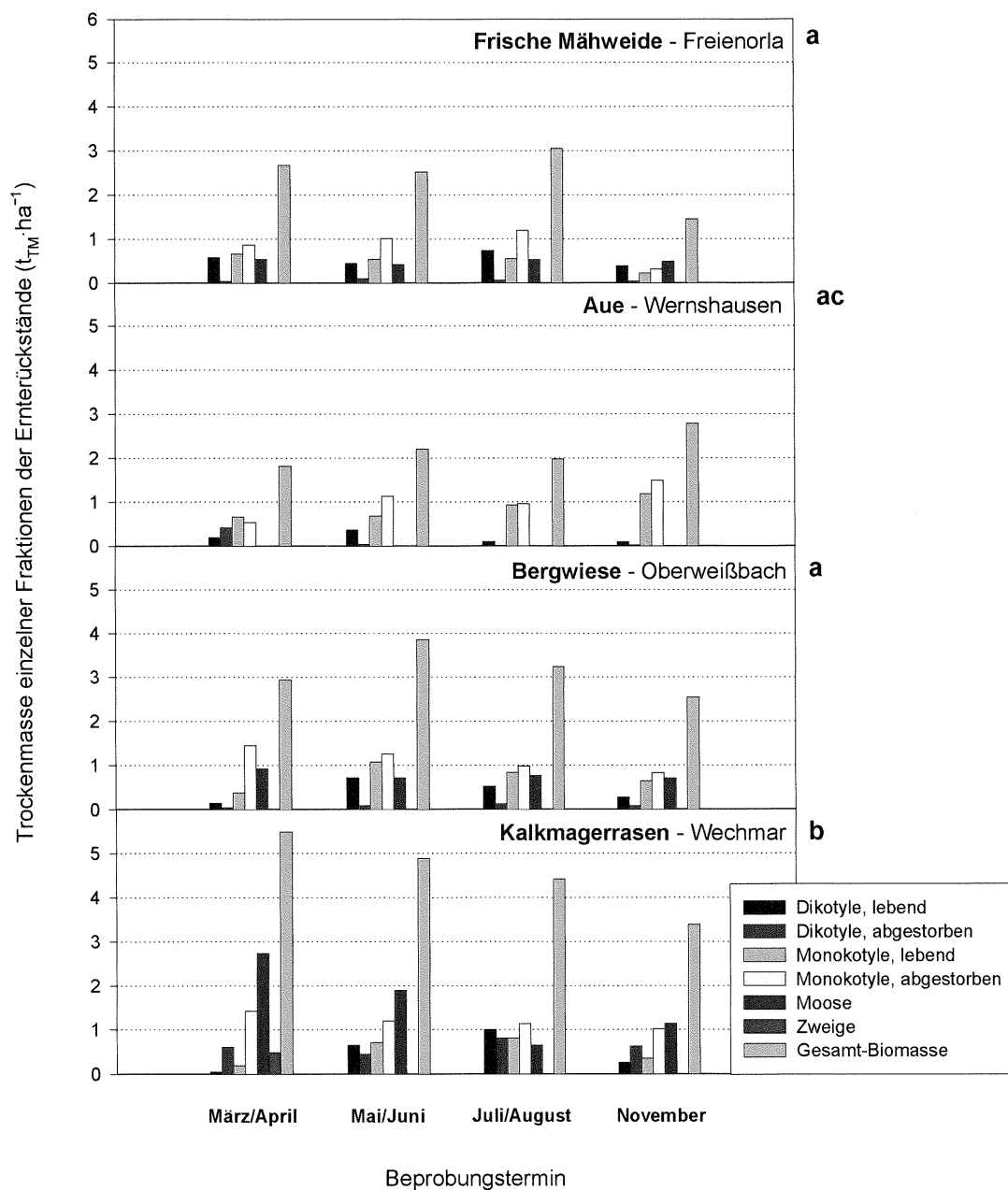
### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Kohlenstoffvorräte in der Biomasse

##### 3.1.1 Oberirdische Biomasse der Intensivflächen

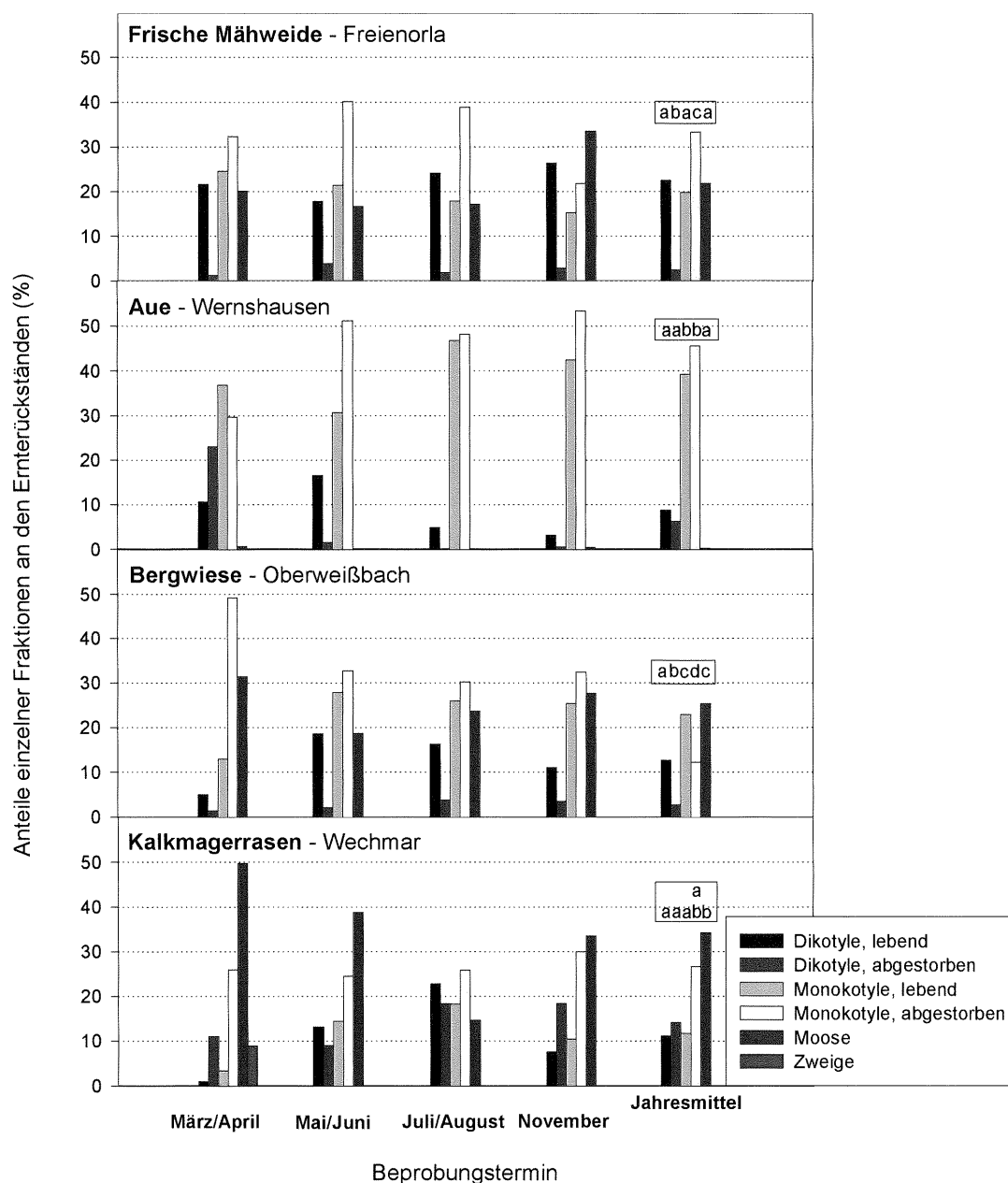
###### 3.1.1.1 Quantifizierung der Ernterückstände

Die Trockenmasse der einzelnen Fraktionen der Ermittlung der Ernterückstände sind in Abb. 3.1-1 dargestellt.



**Abb. 3.1-1:** Trockenmasse der einzelnen Fraktionen der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen zu allen Beprobungsterminen im Jahr 2000. Fehler können nicht angegeben werden, da jeweils  $n = 1$ . a, b und c geben signifikante Unterschiede zwischen den Jahresmittelwerten der Gesamt-Biomasse der Ernterückstände an (t-Test,  $\alpha = 0,05$ ); Einzelwerte in Tab. A 3.1-1.

Deutlich sind die flächenspezifischen Unterschiede in der Zusammensetzung und der Biomasse einzelner Fraktionen zu erkennen. Während in der frischen Mähweide und der Bergwiese die Monokotylen, abgestorbene Dikotyle und Moose relativ gleichverteilt waren, dominierten im Kalkmagerrasen die Moose, wohingegen in der Auenfläche relativ wenig Dikotyle auftraten. Die signifikant höchsten Rückstände als Summe aus lebenden und abgestorbenen Fraktionen fielen im Kalkmagerrasen mit  $4,5 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  im Jahresmittel an, die geringsten in der Aue mit  $2,2 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Die prozentuale Verteilung der Fraktionen ist Abb. 3.1-2 zu entnehmen.

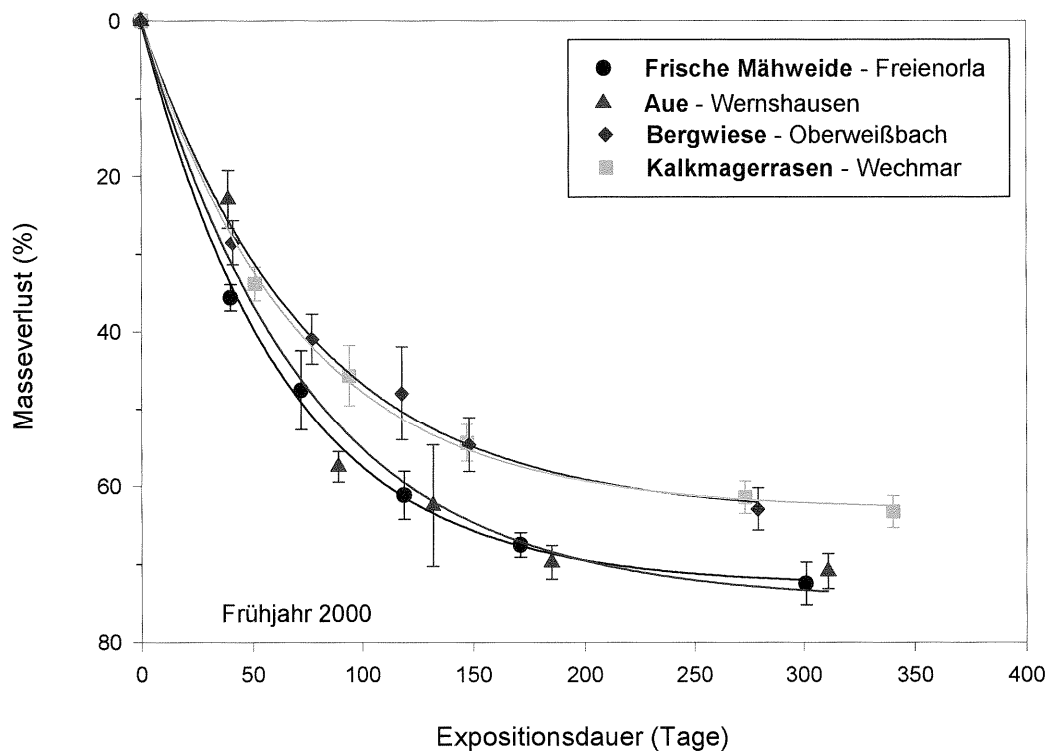


**Abb. 3.1-2:** Prozentuale Anteile einzelner Fraktionen an den Ernterückständen auf den Intensivflächen zu allen Beprobungsterminen im Jahr 2000. Fehler können nicht angegeben werden, da jeweils  $n = 1$ . a, b, c und d geben signifikante Unterschiede zwischen den mittleren Anteilen an (Jahresmittel, ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ ); Einzelwerte in Tab. A 3.1-2.

Den größten Anteil bildeten erwartungsgemäß nahezu überall Monokotyle (als Summe aus lebenden und abgestorbenen) mit 29,4 bis 95,9 % (Kalkmagerrasen, März bzw. Aue, November), was die Wahl der Monokotylen für die Abbauprobungen in den *litterbags* stützt (Kap. 2.5.3.2). Eine Ausnahme stellte der moosreiche Kalkmagerrasen da, wo 14,6 bis 49,7 % der oberirdischen Biomasse von Moosen eingenommen wurde. Zu erwähnen ist der mitunter geringe Anteil an Dikotylen auf den Flächen: zwischen 3,7 und 41,2 % (Aue, November bzw. Kalkmagerrasen, August).

### 3.1.1.2 Abbauraten der oberirdischen Biomasse

Die Masseverluste Monokotylen in den *litterbags* lagen für den Versuchszeitraum von 279 bis 340 Tagen (Bergwiese bzw. Kalkmagerrasen) zwischen 63 und 72 % (Bergwiese bzw. frische Mähweide, Abb. 3.1-3).



**Abb. 3.1-3:** Masseverluste der Monokotylen in den *litterbags* auf den Intensivflächen innerhalb des Untersuchungsjahres (n = 5, SD, exponentielle Regressionen sind dargestellt, deren Parameter in Tab. 3.1-1, Einzelwerte in Tab. A 3.1-3).

Hinsichtlich des Abbaus unterschieden sich die Flächen lediglich im Endpunkt des Masseverlustes mit Maxima in der frischen Mähweide und der Aue, nicht jedoch in dessen generellem Verlauf: Nach einer Phase großen Gewichtsverlustes bis ca. 150 Tage nach Versuchsbeginn verlangsamte sich der Abbau bis zum Erreichen einer annähernden Gewichtskonstanz. Das Material war zu diesem Zeitpunkt braun, die Strukturen waren trotz abnehmender Festigkeit

aber noch erkennbar. Zwischen den beiden letzten Terminen traten im Kalkmagerrasen und in der Aue keine signifikanten Masseverluste mehr auf (Tab. A 3.1-3).

Der Abbau ließ sich durch eine exponentielle Kinetik beschreiben:

$$\text{Masseverlust (t)} = \text{Gesamtverlust} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$$

mit  $k$  = Geschwindigkeitskonstante des Abbaus,

$t$  = Expositionsdauer.

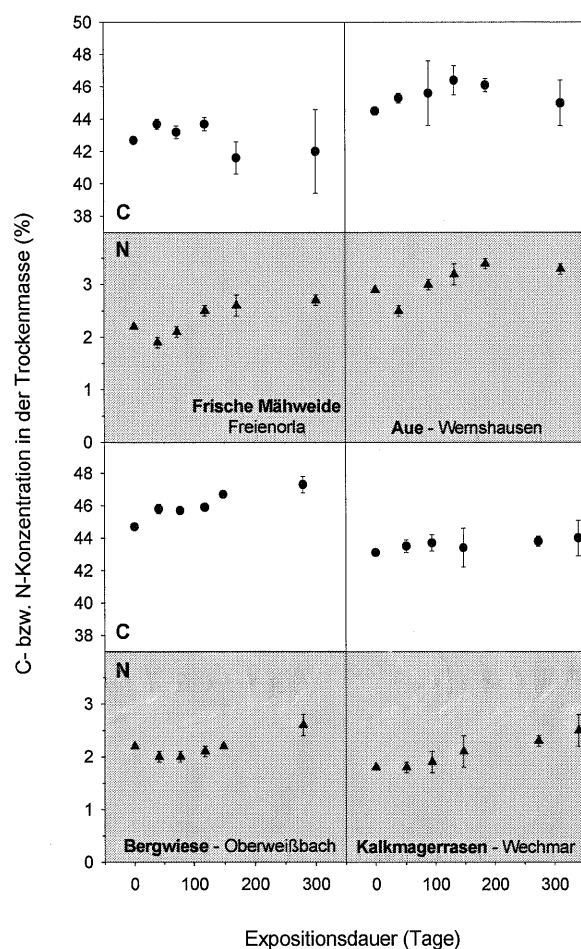
Die einzelnen Parameter sind der folgenden Tab. 3.1-1 zu entnehmen (zu Abb. 3.1-3).

	<b>Frische Mähweide</b>	<b>Aue</b>	<b>Bergwiese</b>	<b>Kalkmagerrasen</b>
	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
Gesamtverlust (%)	72,63	74,68	63,53	62,92
Expositionsdauer (d)	301	311	279	340
$k$	0,0156	0,0134	0,0133	0,0142
$P$	***	**	***	***
$r^2$	0,99	0,98	0,99	0,99
$t_{1/2}$ (Tage) = $\ln 2 / k$	44,4	51,7	52,1	48,8

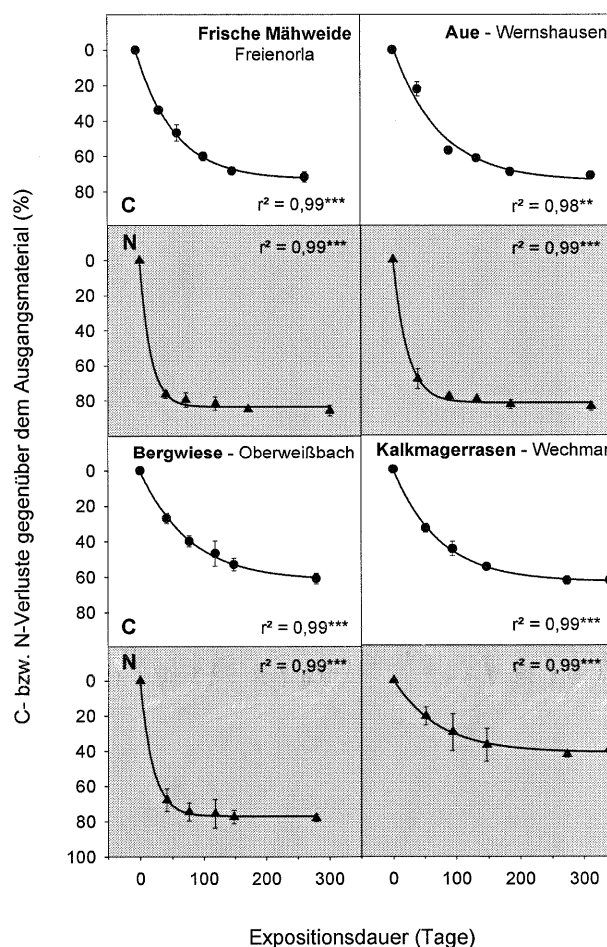
**Tab. 3.1-1:** Parameter des exponentiellen Masseverlustes Monokotyler in den *litterbags*.

Die Halbwertszeit des Masseverlustes Monokotyler lag zwischen 44 und 52 Tagen (frische Mähweide bzw. Bergwiese).

Trotz des eindeutigen Masseverlustes und der optischen Veränderungen des Materials veränderten sich die C- und N-Konzentration relativ zur aktuellen Trockenmasse während des Abbaus nur minimal, obwohl zum Endpunkt des intensivsten Masseverlustes (100 bis 150 Tage nach Versuchsbeginn) die Maxima der C-Konzentration gemessen wurde (Abb. 3.1-4). Sie variierten zwischen 41,6 und 46,7 % in der frischen Mähweide bzw. in der Bergwiese. Zudem zeichnete sich über den Versuchszeitraum lediglich ein leichter Anstieg der N-Konzentration um maximal 0,7 % (von 1,8-2,5 %) im Kalkmagerrasen ab.



**Abb. 3.1-4:** Mittlere C- und N-Konzentration der verbliebenen Biomasse Monokotyler in den *litterbags* in den Intensivflächen (n = 5, Einzelwerte und Statistik in Tab. A 3.1-3).



**Abb. 3.1-5:** Mittlere C- und N-Verluste der abgebauten Biomasse Monokotyler in den *litterbags* in den Intensivflächen (n = 5, Einzelwerte und Statistik in Tab. A 3.1-3).

Betrachtet man die exponentiellen C- und N-Verluste relativ zur Ausgangskonzentration in Abb. 3.1-5, so zeigte sich ein kontinuierlicher C-Verlust des Pflanzenmaterials. Dieser war jeweils signifikant, mit Ausnahme des letzten Intervalls in der frischen Mähweide, im Kalkmagerrasen und in der Aue, und erreichte maximal  $71,7 \pm 2,9$  % in der frischen Mähweide, im Minimum  $60,8 \pm 3,0$  % in der Bergwiese. Die Geschwindigkeitskonstanten (k) waren mit denen des Masseverlustes während des Abbauprozesses vergleichbar (siehe Tab. 3.1-1 und Tab. 3.1-2).

Die N-Verluste waren innerhalb des ersten Abbauintervalls von 39 bis 51 Tagen (Aue bzw. Kalkmagerrasen) am größten: Zwischen  $67,7 \pm 6,4$  % und  $76,1 \pm 2,2$  % des N im Ausgangsmaterial (Bergwiese bzw. frische Mähweide) waren in diesem Zeitraum bereits abgebaut. Das belegen die deutlich höheren k-Werte für den N-Verlust (Tab. 3.1-2). Die nachfolgende weitere N-Reduzierung war dagegen verhältnismäßig klein. Der Kalkmagerrasen wich von diesem

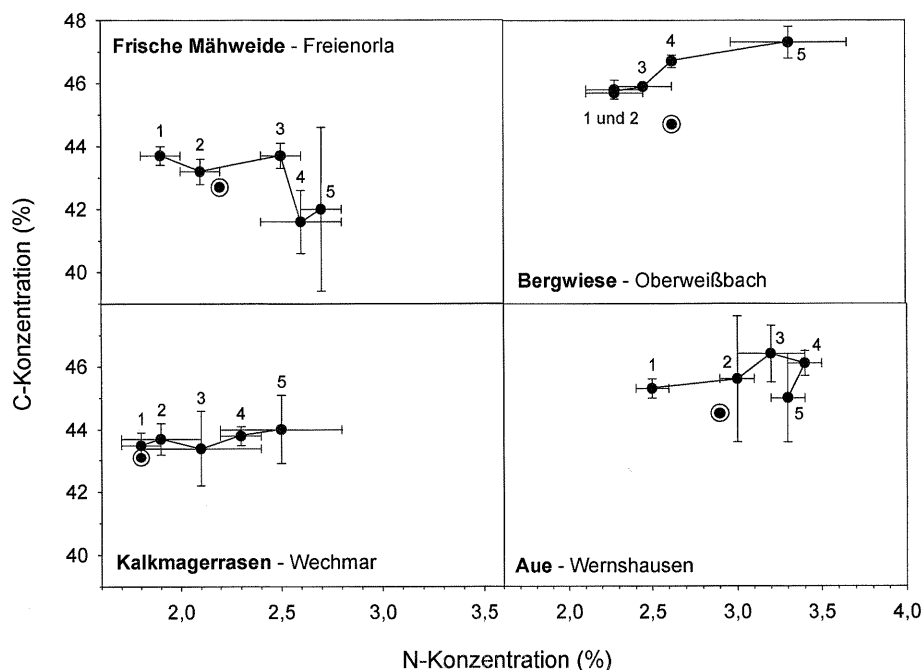


Muster etwas ab. Hier wurde jedoch bereits im Ausgangsmaterial weniger N gemessen als in den anderen Flächen, so dass die Verluste entsprechend geringer ausfielen.

$C\text{- bzw. N-Verlust (t)} = \text{Gesamtverlust} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$ <p style="text-align: center;">k = Geschwindigkeitskonstante des Abbaus t = Expositionsdauer</p>				
	<b>Frische Mähweide</b>	<b>Aue</b>	<b>Bergwiese</b>	<b>Kalkmagerrasen</b>
	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
<b>C</b>				
Gesamtverlust (%)	72,85	74,39	61,67	63,40
k	0,0149	0,0130	0,0132	0,0137
P	***	***	***	***
r <sup>2</sup>	0,99	0,98	0,99	0,99
<b>N</b>				
Gesamtverlust (%)	83,28	81,43	76,86	40,93
k	0,0590	0,0450	0,0511	0,0139
P	***	***	***	***
r <sup>2</sup>	0,99	0,99	0,99	0,99

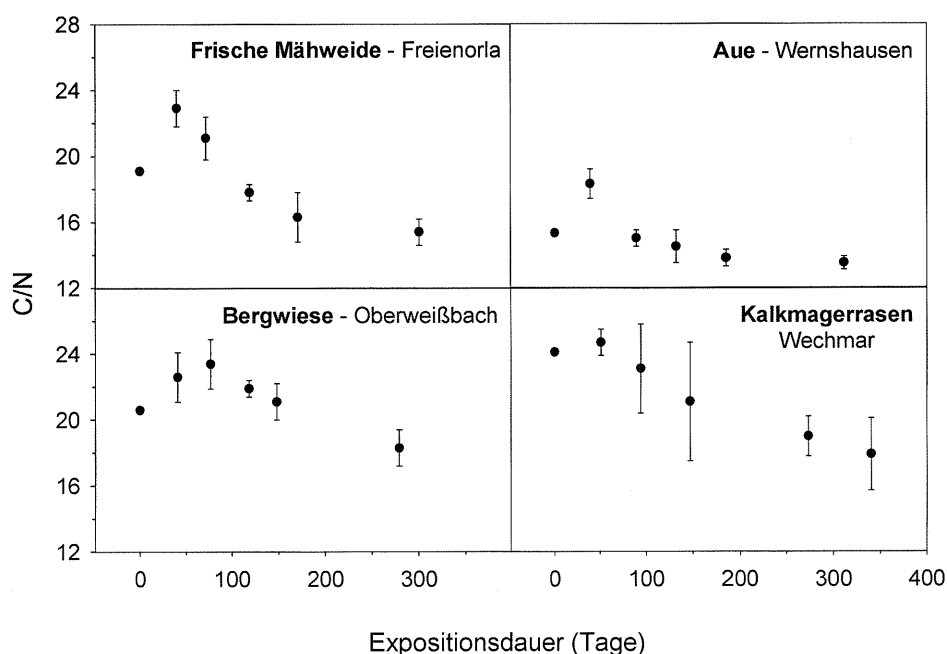
**Tab. 3.1-2:** Parameter der exponentiellen C- und N-Verluste der Monokotylen in den *litterbags* in Bezug zum Ausgangsmaterial.

Vergleicht man die Veränderungen des C gegenüber N während des Abbauprozesses (Abb. 3.1-6), so ergab sich ein sehr uneinheitliches Bild. In der Bergwiese und im Kalkmagerrasen nahm sowohl die C- als auch die N-Konzentration während des Versuchs zu, in der Aue war jedoch zum letzten Beprobungstermin eine Abnahme zu verzeichnen. In der frischen Mähweide war dieser Trend entgegengesetzt.



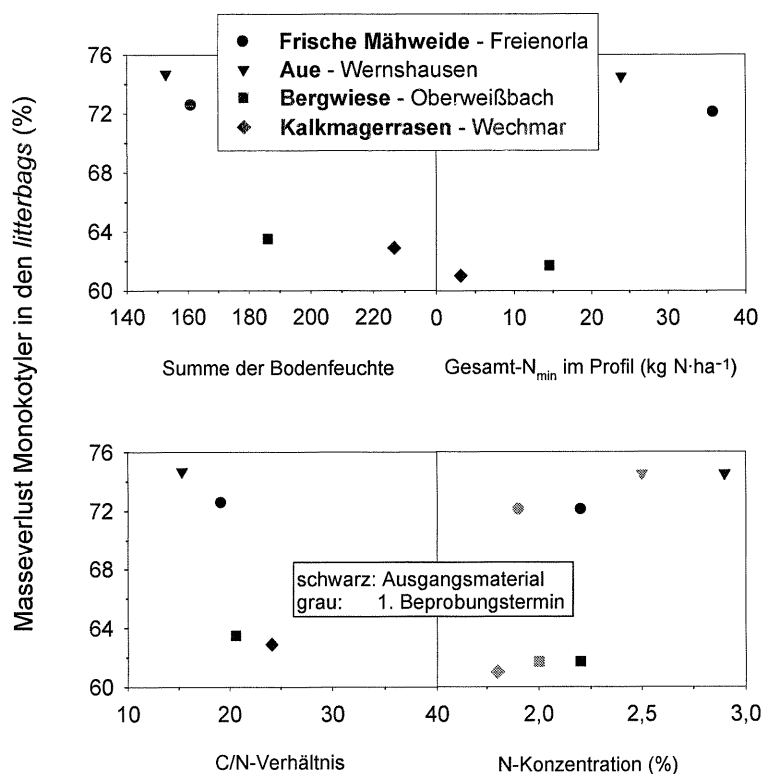
**Abb. 3.1-6:** Veränderungen der C- und N-Konzentration während des Abbauprozesses Monokotyler in den *litterbags* in den Intensivflächen. Anfangskonzentrationen im Ausgangsmaterial sind durch „○“ markiert, der Versuchsverlauf ist durch Linien und Ziffern dargestellt ( $n = 5$ , SD, Einzelwerte in Tab. A 3.1-3).

Das C/N-Verhältnis weitete sich dementsprechend zunächst zu Beginn des Versuchs gegenüber dem Ausgangsmaterial, am deutlichsten in der frischen Mähweide von  $19,1$  auf  $22,9 \pm 1,1$ . Anschließend wurde das C/N-Verhältnis enger und erreichte in letzterer Fläche und in der Aue im November bereits einen konstanten Endwert bei  $15,4 \pm 0,8$  bzw.  $13,5 \pm 0,4$ . In der Aue zeigte das Pflanzenmaterial generell ein engeres C/N-Verhältnis, im Kalkmagerrasen waren die Änderungen zu Abbaubeginn verhältnismäßig gering (Abb. 3.1-7).



**Abb. 3.1-7:** C/N-Verhältnis Monokotyler in den *litterbags* in den Intensivflächen ( $n = 5$ , SD, Einzelwerte und Statistik in Tab. A 3.1-3).

Der Abbau der Streu in den *litterbags* wies auf eine Beziehung zur Bodenfeuchte (in 0,05 m Bodentiefe), zur N-Konzentration und zum C/N-Verhältnis im Ausgangsmaterial sowie zur N-Versorgung der Fläche im Mineralboden hin (Abb. 3.1-8). Jedoch rechtfertigt die geringe Stichprobenanzahl eine statistische Bearbeitung nicht. Die beiden Flächen mit den höchsten Abbauraten waren die in 0,05 m Bodentiefe trockensten (als Summe der aufgeführten Monate). Der Kalkmagerrasen mit einem geringeren Abbau war in dieser Bodentiefe der feuchteste. Sowohl die N-Konzentration des Ausgangsmaterials als auch die N-Versorgung des Bodens schienen positiv mit dem Abbau in den *litterbags* korreliert zu sein, wohingegen die Beziehung zum C/N-Verhältnis eher negativ war.



**Abb. 3.1-8:** Masseverlust Monokotylar in den *litterbags* in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte in 0,05 m Bodentiefe (Summe der Monate 4, 5, 6, 7, 11, 12), der N-Konzentration und dem C/N-Verhältnis im Ausgangsmaterial sowie der N<sub>min</sub>-Versorgung der Intensivflächen im Mineralboden. Im Kalkmagerrasen veränderte sich die N-Konzentration zum 1. Beprobungstermin nicht.

### 3.1.1.3 Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse auf den Intensivflächen

Anhand der Quantifizierung der Ernterückstände war eine Abschätzung der potenziell abbaubaren Biomasse für die Intensivflächen möglich. Die Abbauraten (an der Bodenoberfläche) wurden von den *litterbag*-Versuchen übertragen und für alle Ernterückstände einheitlich angenommen. Sicherlich war diese Annahme unsicher, ermöglichte jedoch die im Rahmen dieser Arbeit bestmögliche Abschätzung.

Die Bergwiese und der Kalkmagerrasen zeigten für alle Fraktionen bei der Ermittlung der Ernterückstände C-Konzentrationen zwischen 41,3 und 46,9 % (Moose, November bzw. ab-

gestorbene Dikotyle, Mai) bzw. 41,9 und 48,8 % (abgestorbene Monokotyle, November bzw. abgestorbene Dikotyle, März). In der frischen Mähweide und der Aue traten hingegen große Unterschiede zwischen den Fraktionen auf, die durch Wiederholungsmessungen bestätigt wurden (Einzelwerte in Tab. A 3.1-1). Da kein jahreszeitliches Muster in der C-Konzentration nachzuweisen war, wird für die Berechnungen ein über die Abbauperiode konstantes, gewichtetes Mittel der C-Konzentration entsprechend den Anteilen der Fraktionen an den Ernterückständen für die abbaubare Biomasse angenommen. Dies geschah in guter Übereinstimmung mit den mittleren C-Konzentrationen der toten Monokotylen, die in den Abbauprobungen mit den *litterbags* verwendet wurden (Tab. 3.1-3).

Fläche	C-Konzentration - gewichtetes jährliches Mittel über alle Fraktionen (%)	C-Konzentration - Jahresmittel der abgestorbenen Monokotylen (%)
<b>FrISCHE Mähweide</b> - Freienorla	38,2	38,1
<b>Aue</b> - Wernshausen	43,6	42,3
<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	43,8	43,5
<b>Kalkmagerrasen</b> - Wechmar	43,1	42,5

**Tab. 3.1-3:** Entsprechend den Anteilen der Fraktionen gewichtetes Jahresmittel der C-Konzentration der Ernterückstände der Intensivflächen im Vergleich zur mittleren C-Konzentration der abgestorbenen Monokotylen in den Abbauprobungen (n = 1, Einzelwerte in Tab. A 3.1-3).

Die abbaubare Restbiomasse nach Ernte der Flächen wurde ebenfalls durch Mittelung der zu den vier Beprobungsterminen im Jahresverlauf bestimmten Mengen errechnet:

**FrISCHE Mähweide** - Freienorla:  $2,4 \pm 0,7 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Aue** - Wernshausen:  $2,2 \pm 0,4 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Bergwiese** - Oberweißbach:  $3,2 \pm 0,6 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Kalkmagerrasen** - Wechmar:  $4,5 \pm 0,9 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (für das Untersuchungsjahr).

Mit den von den *litterbag*-Versuchen übertragenen Abbauraten war der Vorrat an C in der abbaubaren oberirdischen Biomasse für jede Fläche im Untersuchungsjahr zu ermitteln (Tab. 3.1-4).

Fläche	Oberirdischer C-Vorrat ( $\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ )
<b>FrISCHE Mähweide</b> Freienorla	0,7
<b>Bergwiese</b> Oberweißbach	0,9
<b>Kalkmagerrasen</b> Wechmar	1,2
<b>Aue</b> Wernshausen	0,7

**Tab. 3.1-4:** C-Vorrat in der abbaubaren oberirdischen Biomasse auf den Intensivflächen im Untersuchungsjahr als Produkt aus jährlich abbaubarer oberirdischer Biomasse, deren gewichteter mittlerer C-Konzentration und der jährlichen Abbaurate (siehe Tab. A 3.1-1).

### 3.1.2 Unterirdische Biomasse der Intensivflächen

#### 3.1.2.1 Unterirdische Gesamt-Biomasse

Die Abbildung 3.1-9 stellt die unterirdische Gesamt-Biomasse (lebende und abgestorbene Wurzeln) für alle Intensivflächen zu jedem Beprobungstermin dar. Dabei wird ein flächenspezifischer Unterschied deutlich: In der frischen Mähweide wurde im Jahresmittel mit maximal  $7,8 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  im November die signifikant geringste Wurzelbiomasse ermittelt, hingegen in der Bergwiese im Mai mit  $20,6 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  die größte. Der Kalkmagerrasen und die Aue waren hinsichtlich der unterirdischen Gesamt-Biomasse nicht verschieden.

In allen Flächen wurde eine charakteristische Wurzeltiefenverteilung deutlich: Bis in 0,05 m Bodentiefe waren zwischen 65,2 und 85,5 % (Kalkmagerrasen, November bzw. Bergwiese, Februar) der Wurzelmasse konzentriert. Diese Werte unterschieden sich für alle Flächen signifikant von den darunterliegenden Schichten (Tab A 3.1-4). Hingegen fanden sich in 0,10-0,15 m lediglich zwischen 3,6 und 11,2 % (Bergwiese, Februar bzw. Aue, August) der unterirdischen Gesamt-Biomasse. Mit Ausnahme der Bergwiese (August) und dem Kalkmagerrasen (Februar 2000) ergaben sich keine statistisch gesicherten Unterschiede in der unterirdischen Gesamt-Biomasse zwischen diesen Beprobungstiefen.

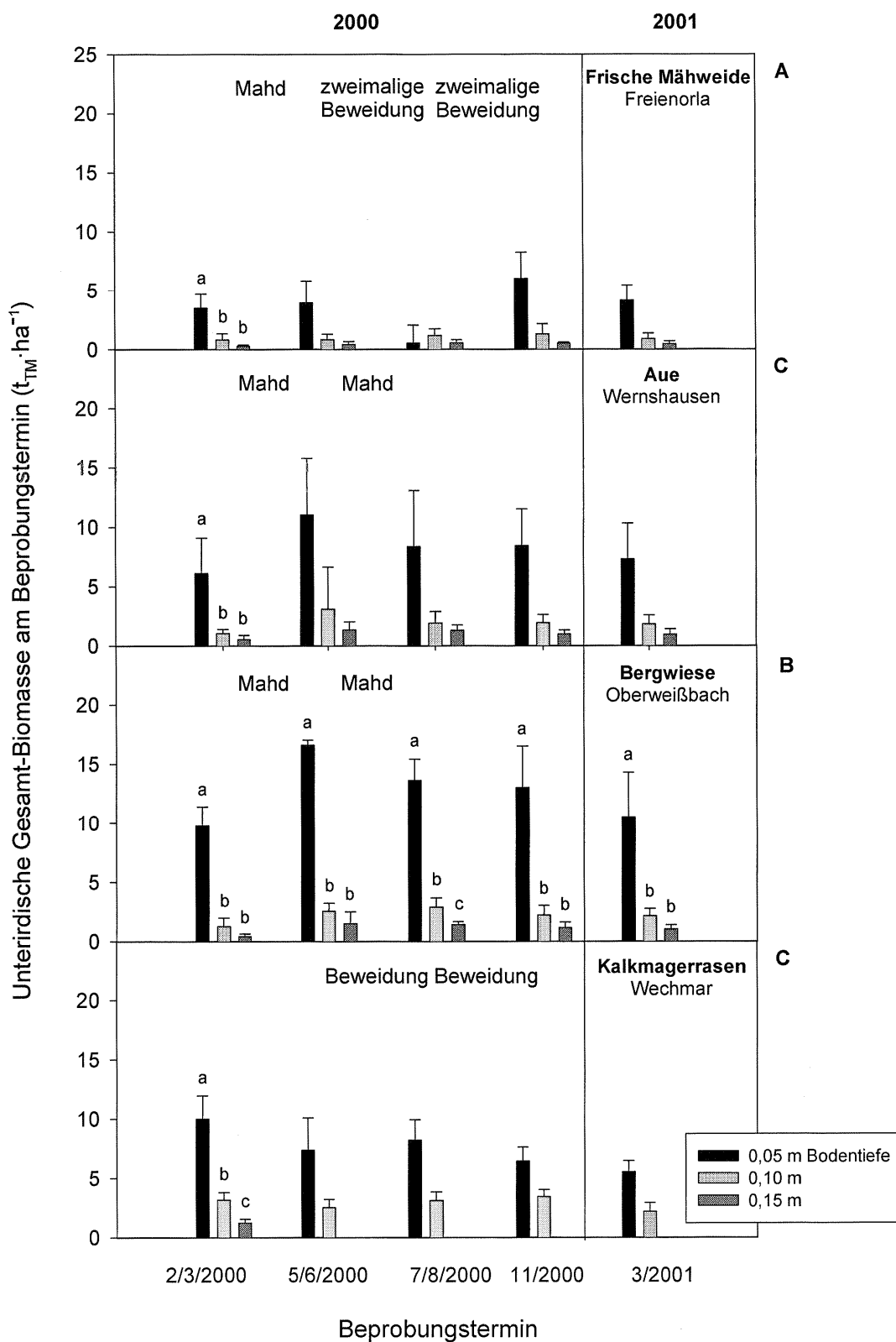
Ein einheitlicher Jahresgang der unterirdischen Gesamt-Biomasse war nicht nachweisbar. In der Bergwiese und im Kalkmagerrasen lag das Maximum der Wurzelbiomasse im Mai/Juni, in der frischen Mähweide nach der Vegetationsperiode, im Kalkmagerrasen vor der Vegetationsperiode (siehe Tab. A 3.1-4).

#### 3.1.2.2 Zuwachs der Wurzelbiomasse

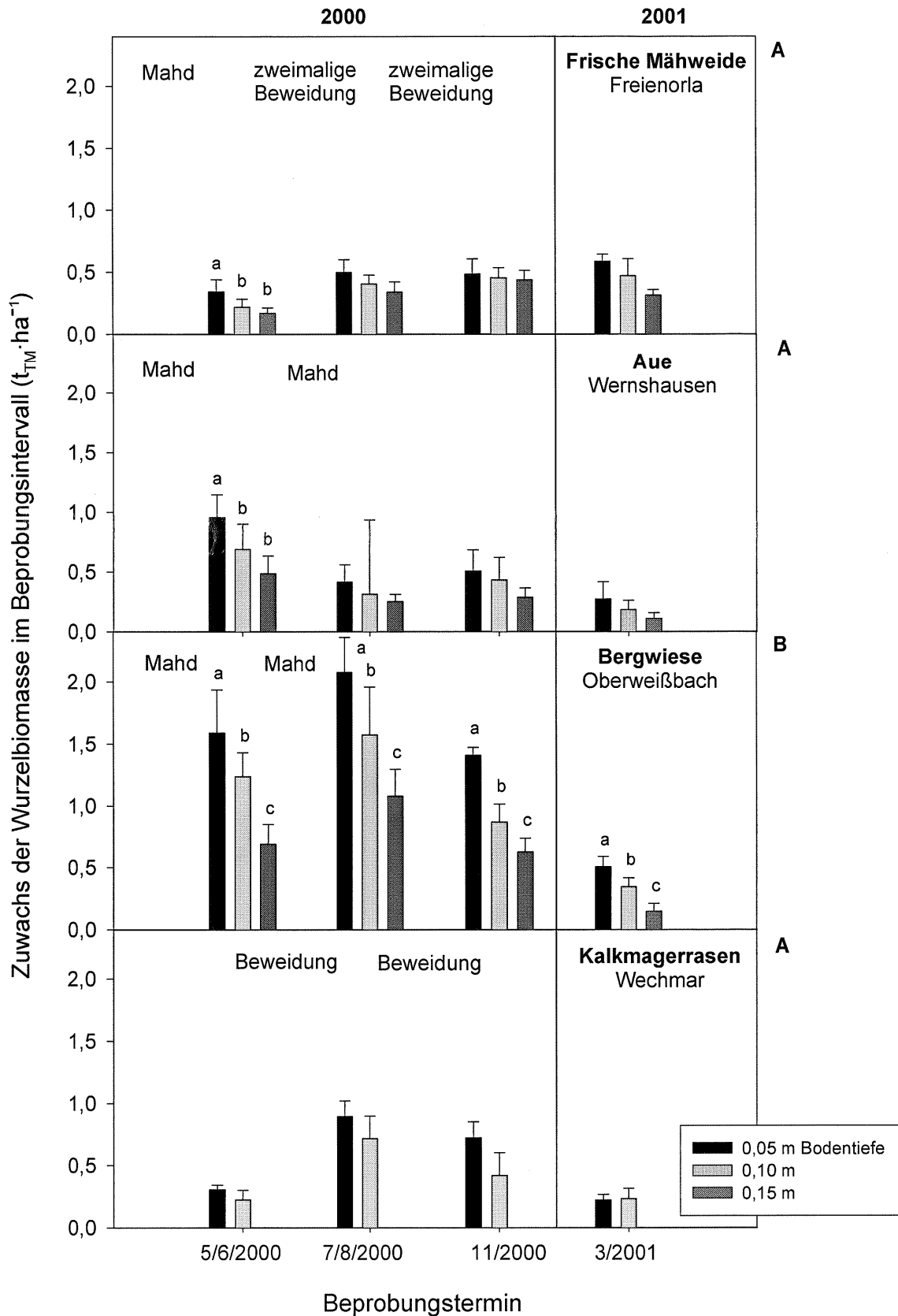
Betrachtet man den Zuwachs an Wurzelbiomasse in den *ingrowth cores* innerhalb der Ernteintervalle (Abb. 3.1-10), wiederholen sich die flächenspezifischen Unterschiede: In der Bergwiese wurde signifikant die größte Wurzelbiomasse in den *ingrowth cores* gebildet ( $4,7 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  von Mai bis August, 85 Tage), im Kalkmagerrasen die geringste ( $0,5 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  von November bis März, 126 Tage). Zu beachten ist dabei immer die geringere Beprobungstiefe im Kalkmagerrasen.

Das Tiefenprofil des Zuwachses war mit Ausnahme der Bergwiese in der Regel nicht sehr deutlich ausgeprägt: Der Anteil des Zuwachses der Wurzelbiomasse in 0,05 m Bodentiefe am Gesamtzuwachs bis zur maximalen Beprobungstiefe lag zwischen 35,2 und 63,2 % (frische Mähweide, Juli bis November, 99 Tage bzw. Kalkmagerrasen, August bis November,

126 Tage), in 0,10-0,15 m zwischen 14,7 und 31,8 % (Bergwiese, November bis März, 131 Tage bzw. frische Mähweide, Juli bis November, 99 Tage).



**Abb. 3.1-9:** Unterirdische Gesamt-Biomasse der Intensivflächen an jedem Beprobungstermin in den drei (Kalkmagerrasen: zwei) Beprobungstiefen ( $n = 8$ , SD). a, b und c geben signifikante Unterschiede ( $\alpha = 0,05$ ) zwischen den Beprobungstiefen an, A, B und C zwischen den Jahresmitteln der unterirdischen Gesamt-Biomassen (Summe über alle Tiefen) der Flächen; Einzelwerte in Tab. A 3.1-4.



**Abb. 3.1-10:** Zuwachs der Wurzelbiomasse der Intensivflächen in den Beprobungsintervallen in den drei (Kalkmagerrasen: zwei) Beprobungstiefen ( $n = 5$ , SD). a, b und c geben signifikante Unterschiede ( $\alpha = 0,05$ ) zwischen den Beprobungstiefen an, A und B zwischen den Jahresmitteln der Wurzelbiomasse-Zuwächse (Summe über alle Tiefen) der Flächen; Einzelwerte in Tab. A 3.1-4.

Ein einheitlicher Jahresgang war auch hinsichtlich der Zuwächse an unterirdischer Biomasse nicht zu beobachten. In der frischen Mähweide wurde über den Winter der größte Zuwachs verzeichnet, in der Aue zu Vegetationsbeginn, in der Bergwiese und im Kalkmagerrasen während des Sommers (siehe Tab. A 3.1-5).

Die täglichen Zuwachsraten der Wurzelbiomasse variierten zwischen  $0,9 \pm 0,4 \text{ kg}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  in 0,15 m Bodentiefe über den Winter in der Aue und  $27,9 \pm 6,9 \text{ kg}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  in 0,05 m Bodentiefe im Frühjahr in der produktivsten Fläche, der Bergwiese (Abb. 3.1-11). Bezogen auf das gesamte beprobte Bodenprofil lagen die Tageszuwächse zwischen 3,6 und  $60,7 \text{ kg}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  (Kalkmagerrasen im Winterintervall bzw. Bergwiese im Frühjahrsintervall). Besonders in der Bergwiese waren die Unterschiede zwischen den Bodentiefen wiederholt signifikant.

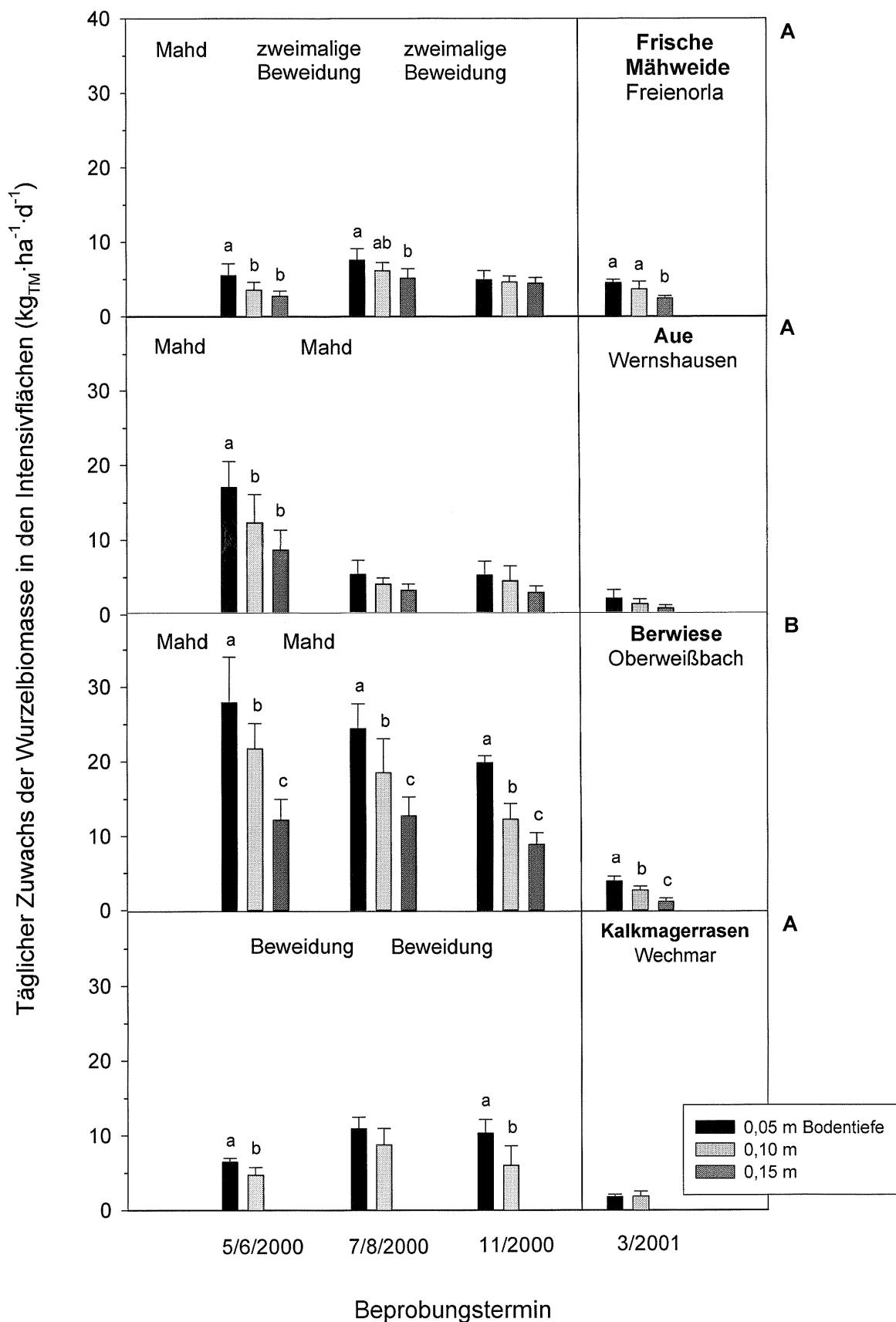
Die Normierung auf tägliche Zuwachsraten innerhalb der Beprobungsintervalle stellte deutlichere Unterschiede im Jahresverlauf heraus: In der Bergwiese und im Kalkmagerrasen waren die täglichen Zuwächse im Winterintervall deutlich kleiner, in der frischen Mähweide hob sich das Frühsommerintervall durch größere tägliche Zuwächse von den anderen Intervallen ab, in der Aue das Frühjahrsintervall von März bis Mai (Tab. A 3.1-5).

### 3.1.2.3 Kohlenstoffvorrat in der unterirdischen Biomasse auf den Intensivflächen

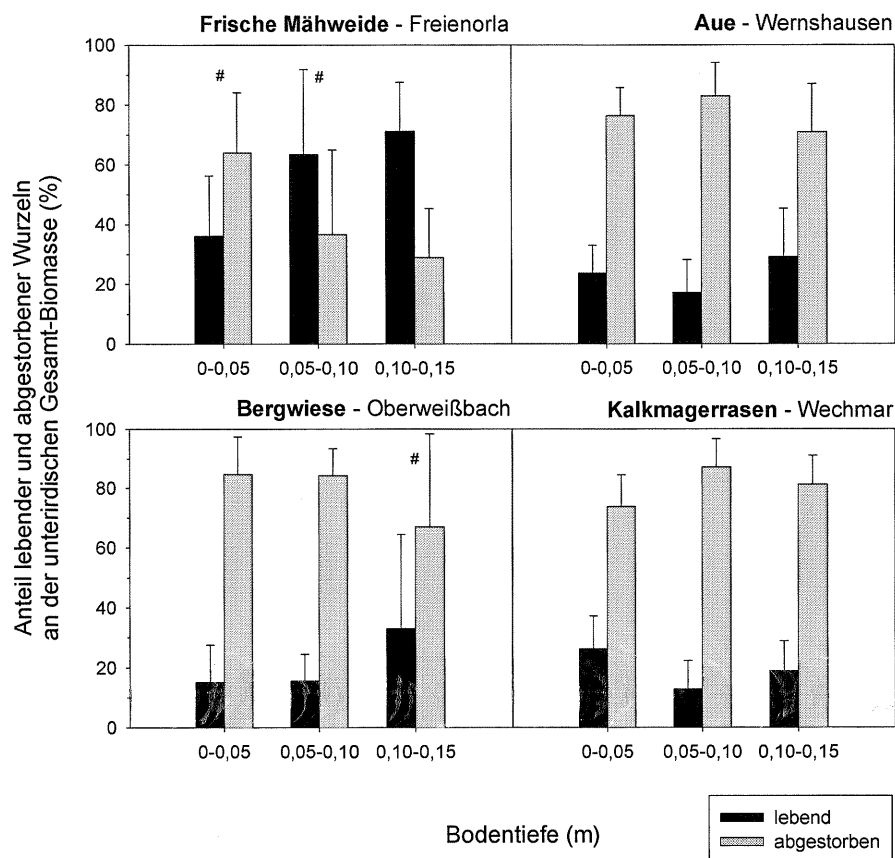
Über die richtige Methode zur Bestimmung des Umsatzes des Wurzelsystems und damit des unterirdischen Kohlenstoffeintrags wird in der Literatur seit langem kontrovers diskutiert. Die auf unterschiedlichen Wegen gewonnenen Ergebnisse sind nicht in jedem Fall vergleichbar und weichen stark voneinander ab (siehe auch Kap. 4.1.2).

Die unterirdische Gesamt-Biomasse umfasst lebende und abgestorbene Wurzeln zum Erntezeitpunkt, lediglich zum ersten Beprobungstermin wurde deren Unterscheidung versucht. In der Regel waren nach dem Winter vor dem Beginn der Vegetationsperiode deutlich mehr abgestorbene als lebende Wurzeln vorzufinden (mit Ausnahme der frischen Mähweide ab 0,05 m Bodentiefe, Abb. 3.1-12). In den tieferen Schichten nahm tendenziell der Anteil lebender Wurzeln geringfügig zu, überstieg aber, mit Ausnahme der frischen Mähweide, kaum 33,0 % (Bergwiese, 0,10-0,15 m Bodentiefe, Einzelwerte in Tab. A 3.1-6).





**Abb. 3.1-11:** Täglicher Zuwachs der Wurzelbiomasse der Intensivflächen in den Beprobungsintervallen in den drei (Kalkmagerrasen: zwei) Beprobungstiefen ( $n = 5$ , SD). a, b und c geben signifikante Unterschiede ( $\alpha = 0,05$ ) zwischen den Beprobungstiefen an, A und B zwischen den Jahresmitteln der Wurzelbiomasse-Zuwächse (Summe über alle Tiefen) der Flächen; Einzelwerte in Tab. A 3.1-4.



**Abb. 3.1-12:** Anteil lebender und abgestorbener Wurzeln an der unterirdischen Gesamt-Biomasse, exemplarisch durchgeführt für die erste Beprobung im Februar/März 2000, für die Intensivflächen in je drei Beprobungstiefen. Die Mittelwerte sind alle, wenn nicht durch „#“ markiert, signifikant verschieden ( $\alpha = 0,05$ ,  $n = 8$ , SD, Einzelwerte und Statistik in Tab. A 3.1-6).

Diese Auftrennung konnte leider im Jahresverlauf nicht fortgeführt werden. Die durch die *ingrowth-cores* gewonnen Wurzelbiomasse-Zuwachsdaten sind eine entsprechende Annäherung für potenzielles Wurzelwachstum, obwohl die Methodik diskutiert werden muss (siehe Kap. 4.1.2).

Zur Ermittlung der jährlichen Netto-Wurzelproduktion sind Daten zum Abbau erforderlich, die aber im Rahmen dieser Arbeit nicht erhoben wurden. Hinsichtlich dieses Parameters konnte hier nur mit Annahmen gearbeitet werden: Geht man von einem stabilen System mit einer konstanten unterirdischen Gesamt-Biomasse im jährlichen Mittel aus, erfolgt der jährliche Wurzelabbau im gleichen Ausmaß wie die Wurzelneubildung (AERTS et al., 1992) - die jährlich abgebaute Wurzelbiomasse würde den jährlichen Zuwächsen auf den Intensivflächen entsprechen.

Dies ergäbe eine abbaubare unterirdische Biomasse (TM) für das Untersuchungsjahr in der/dem:

**Frische Mähweide** - Freienorla von  $4,7 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Aue** - Wernshausen  $4,9 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Bergwiese** - Oberweißbach  $12,1 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,

**Kalkmagerrasen** - Wechmar  $3,7 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$

(als Summe der drei bzw. zwei Beprobungstiefen).

Als mittlere C-Konzentration für abgestorbene Wurzeln wurde 29 % festgelegt (Tab. 3.1-5, als Ergebnis der stichprobenartigen Bestimmung für die frische Mähweide und die Bergwiese bis in 0,10 m Bodentiefe).

	<b>Frische Mähweide</b> - Freienorla		<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	
Bodentiefe (m)	0-0,05	0,05-0,10	0-0,05	0,05-0,10
C (%), MW $\pm$ SD	$26,7 \pm 2,6$	$25,7 \pm 7,3$	$31,6 \pm 2,8$	$31,0 \pm 4,6$
n	16	4	16	8

**Tab. 3.1-5:** Mittlere C-Konzentrationen abgestorbener Wurzeln ausgewählter Flächen.

Daraus ergab sich ein jährlicher C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse für die Intensivflächen im Untersuchungsjahr wie in Tab. 3.1-6.

Fläche	Unterirdischer C-Vorrat ( $\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ )
<b>Frische Mähweide</b> Freienorla	1,4
<b>Aue</b> Wernshausen	1,4
<b>Bergwiese</b> Oberweißbach	3,5
<b>Kalkmagerrasen</b> Wechmar	1,1

**Tab. 3.1-6:** C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse für die Intensivflächen im Untersuchungsjahr als Produkt aus jährlichem Zuwachs der Wurzelbiomasse und mittlerer C-Konzentration abgestorbener Wurzeln.

### 3.1.3 Abschätzung der C-Vorräte in der Biomasse für alle 21 Untersuchungsflächen

Eine verlässliche Abschätzung der potenziell abbaubaren oberirdischen Biomasse für alle 21 Flächen konnte anhand der Korrelationen mit den Ertragsdaten (Tab. A 2.3-2) nicht, wie beabsichtigt, vorgenommen werden, da für die Intensivflächen in dieser Beziehung kein Zusammenhang bestand. ZIMMER (1987) gibt zwar einen Anteil an Ernterückständen von 4 % für das Grünland allgemein an, jedoch bestimmt die Zusammensetzung der Vegetation und damit die Schichtung des Bestandes die Biomasse, die bei Mahd oder Beweidung der Flächen dort verbleibt. Besonders markant war die unterschiedliche Ausprägung der Mooschicht. Der Kalkmagerrasen wies im Jahresmittel eine Moosbiomasse von  $1,6 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (= 34 % der potenziell abbaubaren oberirdischen Biomasse) auf, die Bergwiese von  $0,8 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (= 25 %) und die frische Mähweide von  $0,5 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (= 22 %). In der Aue konnte die Mooschicht für die Biomasseabschätzung vernachlässigt werden (Tab. 3.1-7).

Auch bei Ausschluss des Anteils der Moose am oberirdischen C-Vorrat bestand kein signifikanter Bezug der potenziell abbaubaren oberirdischen Biomasse zum Flächenenertrag.

<b>Fläche</b>	Anteil der Moose am C-Vorrat in der oberirdischen Biomasse (%)	C-Vorrat in der oberirdischen Biomasse ( $\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ )	C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse ( $\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ )	<b>Gesamt - C-Vorrat in der Biomasse (<math>\text{t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}</math>)</b>
<b>Frische Mähweide</b> Freienorla	9,5	0,7	1,4	<b>2,1</b>
<b>Aue</b> Wernshausen	0	0,7	1,4	<b>2,1</b>
<b>Bergwiese</b> Oberweißbach	4,5	0,9	3,5	<b>4,4</b>
<b>Kalkmagerrasen</b> Wechmar	17,4	1,2	1,1	<b>2,3</b>

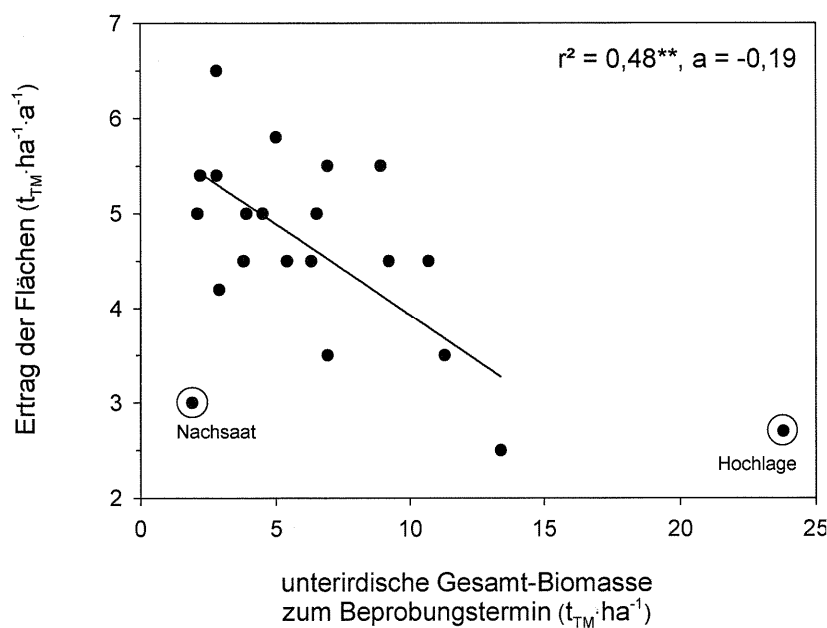
**Tab. 3.1-7:** Bedeutung der Moose für den C-Vorrat in der Biomasse der Intensivflächen im Untersuchungsjahr.

Für die anderen Untersuchungsflächen wurden wegen des oben erwähnten und erhofften, aber nicht bestätigten Zusammenhangs keine detaillierten oberirdischen Biomasseerhebungen vorgenommen.

Die Abschätzung des C-Vorrates in der potenziell abbaubaren unterirdischen Biomasse für alle 21 Untersuchungsflächen gelang ebenfalls nicht zufriedenstellend. Die unterirdische Gesamt-Biomasse wurde für alle 21 Flächen im Rahmen der Probenahme für die Bodenkohlenstoffbestimmung ermittelt (Kap. 2.4, Tab. 3.1-8). Dabei ist einerseits zu berücksichti-

gen, dass die Probenahmen auf den Flächen jeweils zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Jahresverlauf erfolgten und somit kein direkter Vergleich der Flächen untereinander möglich war. Andererseits bestand zwischen unterirdischer Gesamt-Biomasse und den Zuwächsen der unterirdischen Biomasse für die Intensivflächen (Kap. 3.1.2.3) kein signifikanter Zusammenhang, welcher eine Abschätzung der unterirdischen C-Vorräte für alle Untersuchungsflächen ermöglicht hätte. Sowohl methodische Probleme bei der Bestimmung des Zuwachses der Wurzelbiomasse (siehe Kap. 4.1.2) als auch die enorme Heterogenität der Flächen hinsichtlich bodenphysikalischer Parameter und des Flächenmanagements (Tab. 2.3-3) verhinderten hier möglicherweise weitergehende Aussagen.

Für die Intensivflächen wurden die während der Boden-Kohlenstoffbestimmung ermittelten unterirdischen Gesamt-Biomassedaten mit denen der durch Wurzelbohrungen erhobenen Daten (Kap. 3.1.2.1) verglichen: Die Übereinstimmung war bis auf die Bergwiese relativ gut (Tab. 3.1-8).



**Abb. 3.1-13:** Zusammenhang von unterirdischer Gesamt-Biomasse und Ertrag aller 21 Flächen. Die mit „○“ markierten Flächen gehen nicht in die lineare Regression ein (siehe Text), für die  $r^2$ ,  $P$  und die Steigung ( $a$ ) angegeben sind.

Jedoch war, den Erwartungen entsprechend, der Ertrag aller Flächen (Tab. A 2.3-2) negativ mit deren unterirdischer Gesamt-Biomasse am Beprobungstermin korreliert ( $r = -0,494^*$ , Abb. 3.1-13). Die Regression wird unter Ausschluss der markierten Werte gezeigt, welche die extrem wurzelreiche Weide in den Hochlagen der Rhön (Frankenheim) sowie eine mehrmals nachgesäte Fläche mit wechselnder Nutzung (Zeulenroda) umfassen.

Die unterirdische Gesamt-Biomasse zeigte allerdings keine eindeutige Beziehung zur vegetationsbezogenen Gesellschaftsgruppe (Kap. 2.3), zur Tiefgründigkeit der Flächen, zur aktuel-

len Nutzung und Nutzungsgeschichte sowie zur Hauptbodenart. Einzig in den oberen 0,05 m Bodentiefe war in den sandigen Flächen die unterirdische Gesamt-Biomasse mit  $0,7 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  signifikant größer als für die restlichen Bodenarten, die maximal  $0,35 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  in den tonigen Flächen erreichten.

Bis auf den Kalkmagerrasen überstieg der C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse den oberirdischen C-Vorrat um das Zwei- (frische Mähweide und Aue) bis nahezu Vierfache (Bergwiese). Auf letzterer Fläche betrugen die C-Vorräte in der Biomasse (oberirdisch + unterirdisch) im Untersuchungsjahr  $4,4 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , in den anderen Flächen wurde davon circa die Hälfte ermittelt (Tab. 3.1-7).

---

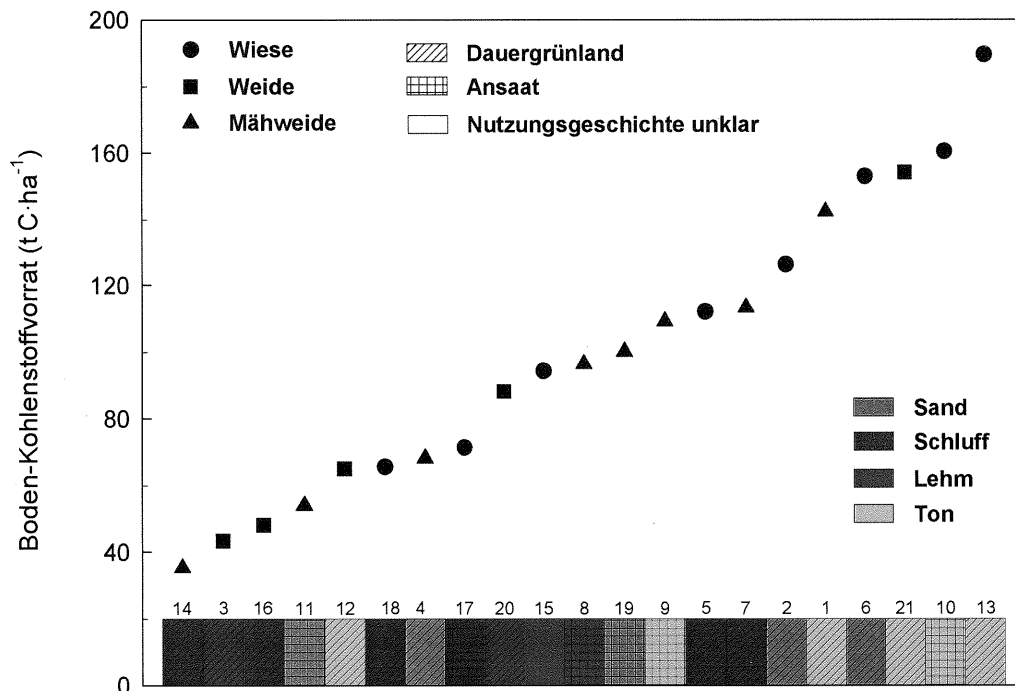
Folgende Seite:

**Tab. 3.1-8:** Mittlere unterirdische Gesamt-Biomasse aller Untersuchungsflächen. Die Daten wurden im Rahmen der Probenahme für die Boden-Kohlenstoffbestimmung gewonnen (Kap. 2.4) und stellen Summen über alle Beprobungstiefen dar. Die SD kann hierfür nicht angegeben werden (0-0,3 m:  $n = 3$ , > 0,3 m:  $n = 1$ ). Als Vergleich sind die Daten der Intensivflächen aufgeführt ( $\text{MW} \pm \text{SD}$ ), die durch wiederholte Probenahme im Jahresverlauf durch Bohrungen bestimmt wurden (siehe Kap. 3.1.2.1). Zusätzlich sind Hauptbodenart, Tiefgründigkeit, Zugehörigkeit zu den Gesellschaftsgruppen (TMLNU, 1999a) und der Ertrag der Flächen (Tab. A 2.3-2) vermerkt.

Fläche	Unterrirdische Biomasse bei Bodenprobenahme für die C-Bestimmung des Mineralbodens (Kap. 2.4) ( $t_{TM} \cdot ha^{-1}$ )	Hauptbodenart (AG BODEN, 1994)	Tiefgründigkeit (m)	Gesellschaftsgruppe (TMLNU, 1999a)	Vergleich: Unterrirdische Gesamt-Biomasse der Intensivflächen bei Beprobung durch Bohrungen (Kap. 3.1.2.1) ( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	Ernterückstände der Intensivflächen (Kap. 3.1.1.2)	Ertrag der Untersuchungsflächen (Tab. A 2.3-2)
						( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )
Zeulenroda	1,9	Lehm	0,5	12			3,0
Harrasmühle	2,1	Schluff	0,8	10			5,0
Leutra	2,2	Schluff	0,7	2			5,4
Birkenfeld	2,8	Ton	0,6	3			5,4
Wechmar Ansaat	2,8	Lehm	0,5	11			6,5
Schwabhausen	2,9	Ton	0,7	11			4,2
Pösen	3,8	Ton	0,4	11			4,5
Arnsgeroth	3,9	Schluff	0,5	12			5,0
Oberweißbach Ansaat	4,5	Schluff	0,5	11			5,0
Reinsdorf	5,0	Ton	0,5	12			5,8
Freienorla	5,4	Sand	0,5	10	6,0 ± 1,3	2,4 ± 0,7	4,5
Steinthaleben	6,3	Lehm	0,3	1			4,5
Frauenwald	6,5	Lehm	0,5	7			5,0
Neustadt	6,9	Sand	0,5	7			5,5
Tambach-Dietharz	6,9	Schluff	0,25	11			3,5
Wechmar Kalkmagerrasen	8,9	Ton	0,3	1	10,6 ± 2,5	4,5 ± 0,9	5,5
Wernshausen	9,2	Sand	0,7	5	11,4 ± 3,1	2,2 ± 0,4	4,5
Oberweißbach	10,7	Schluff	0,5	9	16,0 ± 3,6	3,2 ± 0,6	4,5
Schwallungen	11,3	Sand	0,6	11			3,5
Löbstedt	13,4	Sand	1,0	4			2,5
Frankenheim	23,8	Ton	0,4	8			2,7

### 3.2 Boden-Kohlenstoffvorräte der Untersuchungsflächen

In der nachfolgenden Abbildung 3.2-1 werden die Boden-Kohlenstoffvorräte für alle Untersuchungsflächen zusammengestellt.



**Abb. 3.2-1:** Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorräte der untersuchten Flächen als Summe über alle Beprobungstiefen (siehe Tab. 3.2-1). Dabei wurde für 0-0,3 m Bodentiefe der Mittelwert aus  $n = 3$  gebildet, für 0,3-1,0 m ist  $n = 1$ . Die Flächen sind entsprechend der Tab. 2.3-2 nummeriert. Die Nutzung sowie die Hauptbodenart jeder Fläche (entsprechend AG BODEN, 1994) sind zusätzlich dargestellt.

Die große Spanne gespeicherten Kohlenstoffs im Mineralboden des Grünlandes in Thüringen wird deutlich: Sie reichte von  $35,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  im Unterrotliegenden bei Tambach-Dietharz bis maximal  $189,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  in der Werra-Aue bei Birkenfeld (Tab. 3.2-1).

Als mögliche Einflussgrößen, die für diese Unterschiede verantwortlich waren, werden in der Folge die maximale Beprobungstiefe, die Lagerungsdichte des Feinbodens, die C-Konzentration, das C/N-Verhältnis, die Bodenart des Feinbodens, der pH-Wert, KAK und BS des Mineralbodens sowie Nutzung und Klima behandelt.

Diese Parameter werden zudem in den Abb. A 3.2: 1-21 im Anhang für jede Fläche und alle Beprobungstiefen separat zusammengestellt.



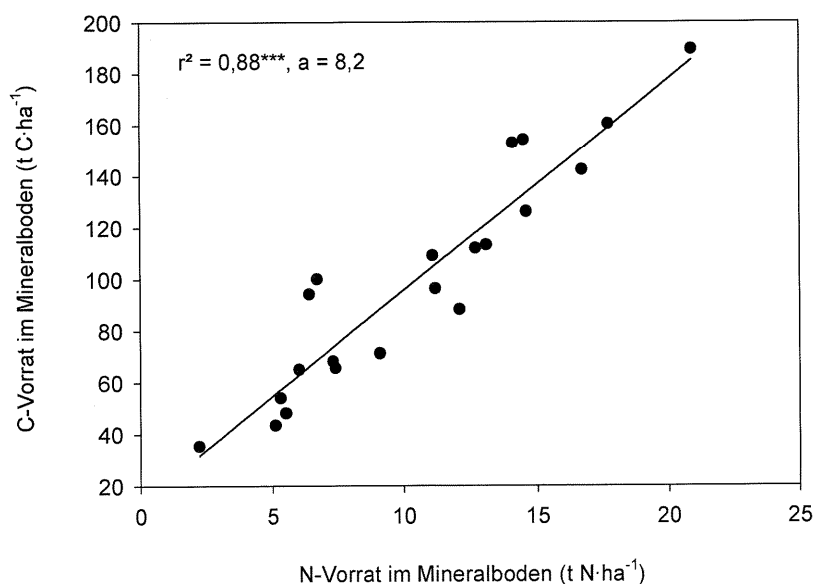
Fläche	Flächennr. (Tab. 2.3-2)	Max. Beprobungstiefe  (m)	Gesamt-C-Vorrat im Mineralboden  (t C·ha <sup>-1</sup> )	C-Vorrat im Mineralboden (0-0,3 m Boden- tiefe) (t C·ha <sup>-1</sup> )	Gesamt-N- Vorrat im Mineralboden  (t N·ha <sup>-1</sup> )
Tambach-Dietharz	14	0,25	35,4 ± 4,8	35,4 ± 4,8	2,2
Steinhaleben	3	0,3	43,5 ± 2,9	43,5 ± 2,9	5,1
Arnsgereth	16	0,5	48,2	42,5 ± 5,2	5,5
Schwallungen	11	0,6	54,1	39,0 ± 0,4	5,3
Wechmar Kalkmagerrasen	12	0,3	65,1 ± 3,9	65,1 ± 3,9	6,0
Oberweißbach	18	0,5	65,6	55,4 ± 5,5	7,4
Freienorla	4	0,5	68,2	62,5 ± 2,5	7,3
Oberweißbach Ansaat	17	0,5	71,3	56,4 ± 5,3	9,1
Frauenwald	20	0,5	88,3	77,1 ± 5,7	12,1
Zeulenroda	15	0,5	94,3	80,6 ± 5,1	6,4
Wechmar Ansaat	8	0,5	96,4	71,9 ± 15,2	11,2
Neustadt	19	0,5	100,1	78,4 ± 6,7	6,7
Pösen	9	0,4	109,2	93,0 ± 3,1	11,1
Leutra	5	0,7	112,1	83,3 ± 2,7	12,7
Harrasmühle	7	0,8	113,3	60,5 ± 4,9	13,1
Löbstedt	2	1,0	126,2	69,3 ± 5,9	14,6
Reinsdorf	1	0,5	142,4	112,6 ± 8,2	16,7
Wernshausen	6	0,7	153,0	76,3 ± 2,8	14,1
Frankenheim	21	0,5	154,2	126,5 ± 1,1	14,5
Schwabhausen	10	0,7	160,5	81,2 ± 2,8	17,7
Birkenfeld	13	0,6	189,5	119,6 ± 7,8	20,9

**Tab. 3.2-1:** Boden-Kohlenstoffvorräte der Untersuchungsflächen. Es wird zum Einen das gesamte Profil betrachtet ( $n = 1$ ), zum Anderen die Summe aller Beprobungstiefen bis in 0,3 m (Ausnahme: Tambach-Dietharz: 0,25 m,  $n = 3$ , MW ± SD). Maximale Beprobungstiefe und der Gesamt-N-Vorrat sind zusätzlich vermerkt. Die Flächen sind nach steigenden C-Gesamtvräten im Mineralboden sortiert.

Eine Zusammenfassung der signifikanten Korrelationen der den Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat (als Summe der einzelnen Beprobungstiefen) beeinflussenden Faktoren gibt die Tab. 3.2-2 (getestet wurden alle in dieser Arbeit erhobenen Parameter). Sie verdeutlicht, dass nur zwei signifikante Abhängigkeiten zwischen dem Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen und allen Parametern bestanden. Die Korrelation mit dem Boden-Stickstoffvorrat der Flächen kann nicht als erklärende Variable herangezogen werden, da aufgrund der Natur der organischen Bodensubstanz zwangsläufig eine enge Beziehung bestehen muss (ANDERSON, 1981), die sich für die Untersuchungsflächen als hoch signifikant linear darstellte (Abb. 3.2-2). Lediglich die Tiefgründigkeit der Flächen hatte einen erkennbaren Einfluss auf den Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat, was eine weitere Korrelationsanalyse unter Berücksichtigung der Bodentiefe verlangte (Tab. 3.2-3).

Signifikante Korrelation (bei Betrachtung des Gesamtprofils der Flächen)	Boden- Kohlenstoffvorrat	Boden- Stickstoffvorrat	Aktuelle Nutzung	Höhe üNN	Jahresniederschlag 2001	Jahresmittel- temperatur 2001	Tiefgründigkeit	C/N-Verhältnis	pH-Wert
Boden-Kohlenstoffvorrat									
Boden-Stickstoffvorrat	<b>0,938**</b>								
Aktuelle Nutzung									
Höhe üNN									
Jahresniederschlag 2001				0,641**					
Jahresmitteltemperatur 2001				-0,891**	-0,482*				
Tiefgründigkeit	<b>0,557**</b>	0,491*	-0,584**						
C/N-Verhältnis				0,528*	0,739**				
pH-Wert				-0,765**	-0,555**	0,705**			
KAK				-0,646**	-0,580**	0,582*			0,916**

**Tab. 3.2-2:** Signifikante Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) der Beziehung zwischen Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat der Flächen und den in dieser Arbeit erhobenen Parametern. Für die Gesamtvorräte wurden die der einzelnen Beprobungstiefen addiert, für das C/N-Verhältnis, den pH-Wert und die KAK wurden Profil-mittelwerte verwendet. Die Signifikanzniveaus sind entsprechend Kap. 2.7 vermerkt.



**Abb. 3.2-2:** Beziehung zwischen Gesamt-N- und Gesamt-C-Vorrat im Mineralboden aller Untersuchungsflächen.  $r^2$ , P und die Steigung (a) der linearen Regression sind vermerkt.

Folgende Seite

**Tab. 3.2-3:** Zusammenfassung der signifikanten Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) der Analyse der den Boden-Kohlenstoffvorrat beeinflussenden Faktoren für alle Beprobungstiefen. Das Signifikanzniveau, Autokorrelationen (grau hinterlegt) sowie die Anzahl der berücksichtigten Daten sind vermerkt. Die Betrachtung der einzelnen Bodentiefen innerhalb der Bodenartengruppen (entsprechend AG BODEN, 1994) war aufgrund der dann reduzierten Datenanzahl ( $n < 10$ ) nicht möglich, wie auch im Falle aller Flächen  $> 0,5$  m. Die Einzelionen der KAK wurden entsprechend der in Kap. 2.4.1 angewandten Methode separat berücksichtigt. Für die „aktuelle Nutzung“ wurde in der Analyse festgelegt: Wiese = 1, Mähweide = 2, Weide = 3, für die „Nutzungsgeschichte“: Dauergrünland = 4, Ansaat = 5.



Hierdurch wurde offensichtlich, dass der Boden-Kohlenstoffvorrat aller Beprobungstiefen auf den ersten Blick mit einer Vielzahl der aufgenommen Parameter korrelierte, wobei der Einfluss der Bodentiefe eindeutige Zusammenhänge zunächst überprägt. Daher wurden die Analysen unter Berücksichtigung der Beprobungstiefe für alle Untersuchungsflächen im rechten Teil der Tabelle wiederholt.

In der Folge wurde in der Regel eine Unterscheidung der Flächen bzw. Bodentiefen nach Bodenarten vorgenommen, da die Korrelationstabelle Tab. 3.2-3 eine signifikante Abhängigkeit des Boden-Kohlenstoffvorrates von der Bodenart anzeigte.

Die Hauptbodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) wurden durch folgende Flächen repräsentiert (vgl. auch Tab. A 2.3-3 bzw. Kap. 3.2.5):

**Sand:** Löbstedt, Freienorla, Wernshausen, Schwallungen, Neustadt;

**Schluff:** Leutra, Harrasmühle, Tambach-Dietharz, Arnsgereuth, Oberweißbach Ansaat, Oberweißbach;

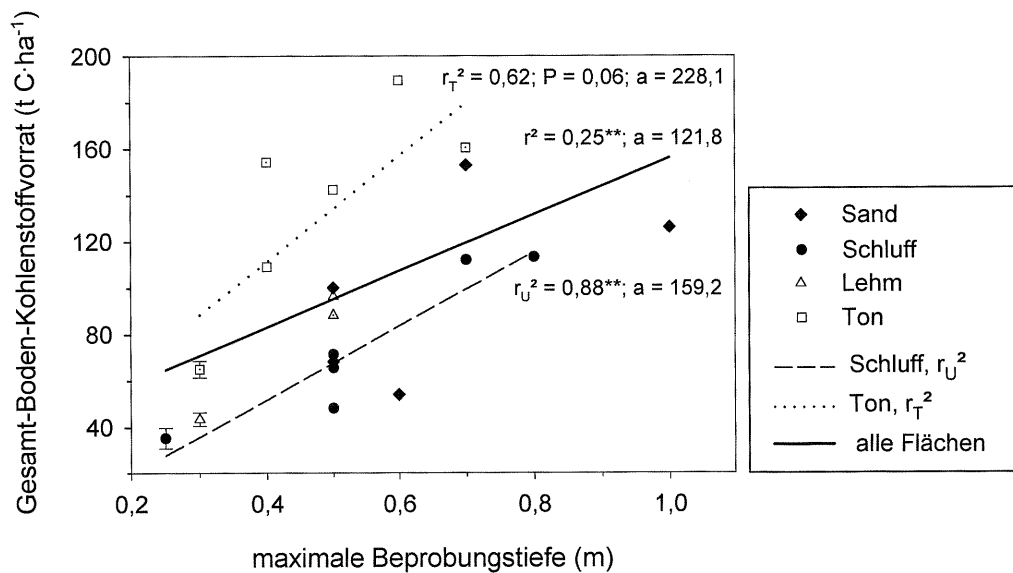
**Lehm:** Steinhaleben, Wechmar Ansaat, Frauenwald, Zeulenroda;

**Ton:** Reinsdorf, Pösen, Schwabhausen, Birkenfeld, Wechmar Kalkmagerrasen, Frankenheim.

### 3.2.1 Einfluss der Beprobungstiefe auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

In der Mehrzahl der Flächen konnte bis in eine Tiefe von 0,5 m beprobt werden, wenige flachgründige Flächen in Tambach-Dietharz, Kalkmagerrasen Wechmar und Steinhaleben stehen relativ tiefgründigen in Löbstedt, Harrasmühle, Leutra, Schwallungen und Wernshausen gegenüber (Tab. 3.2-1).

Aufgrund der negativen Korrelation des Boden-Kohlenstoffvorrates mit der Bodentiefe ( $r = -0,667^{**}$ , Tab. 3.2-3, siehe auch Abb. A 3.2: 1-21) wurde der Einfluss der maximalen Beprobungstiefe auf den Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat betrachtet. Dieser war jedoch für alle Flächen gering ( $r^2 = 0,25$  bei linearer Regression, Abb. 3.2-3). Die Beziehung wurde deutlicher, betrachtete man die nach Bodenarten gruppierten Flächen. Besonders für die von Schluff dominierten Flächen war der Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat deutlich von der Beprobungstiefe abhängig ( $r^2 = 0,88^{**}$ ).

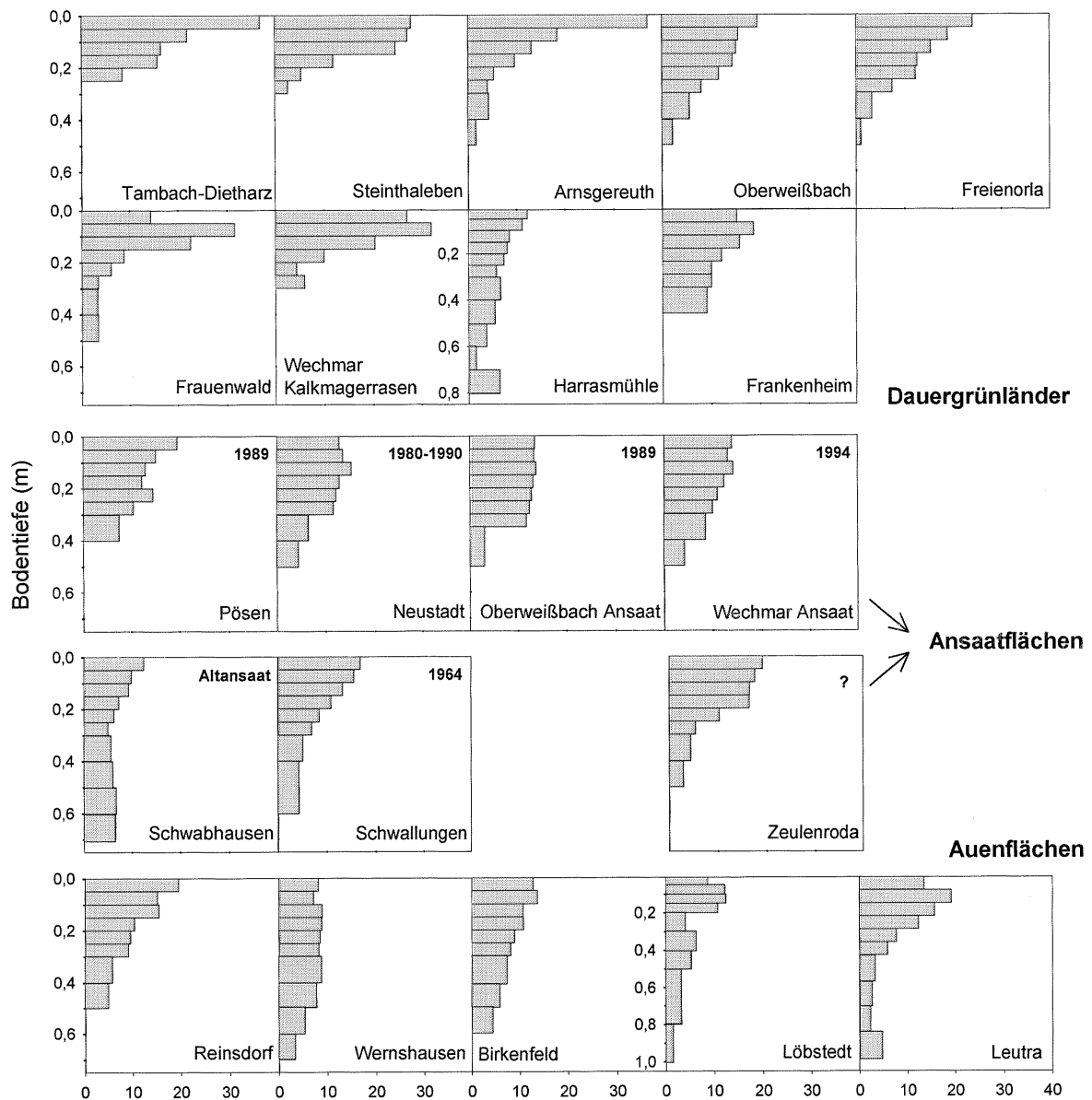


**Abb. 3.2-3:** Einfluss der maximalen Beprobungstiefe auf den Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff in Abhängigkeit von der Bodenart (entsprechend AG BODEN, 1994). Für die Tiefe von 0-0,3 m wurde jeweils der Mittelwert aus drei Wiederholungen betrachtet, für 0,3-0,7 m Bodentiefe ist  $n = 1$ . Für die linearen Regressionen sind jeweils  $r^2$ ,  $P$  und die Steigung ( $a$ ) angegeben.

In den nachfolgenden Grafiken dieses Kapitels werden nur die Daten bis in 0,7 m Bodentiefe berücksichtigt. Alle Werte wurden auf 0,05 m-Schichten normiert, um den direkten Vergleich zu ermöglichen.

In diesem Kontext war es von Interesse, wie sich die C-Vorräte des Mineralbodens mit der Bodentiefe veränderten. Dazu wurden in der Abb. 3.2-4 die Anteile des vorhandenen C einer diskreten Bodenschicht am Gesamtvorrat betrachtet.

Die Dauergrünländer zeichneten sich durch eine kontinuierliche Abnahme des Boden-Kohlenstoffvorrates mit der Bodentiefe aus. In den oberen 0,1 m waren bereits 34 bis 62 % (Frankenheim bzw. Tambach-Dietharz) des Gesamtvorrates an Boden-Kohlenstoff gespeichert. Flächen, die vor 10 bis 20 Jahren noch als Ackerland genutzt worden waren, wiesen in den oberen 0,3 m einen relativ konstanten Anteil an Boden-Kohlenstoff von 12 bis 15 % des Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrates in den einzelnen Beprobungstiefen auf und waren eindeutig von den Dauergrünländern zu unterscheiden. Mit zunehmendem Alter der jeweiligen Ansaatfläche entwickelte sich wie z. B. in Schwallungen bald das charakteristische Profil der permanenten Grünländer. Die Nutzungsgeschichte für die Wiese in Zeulenroda war unklar, lässt sich anhand dieser Betrachtung wohl aber mit der in Schwallungen vergleichen (Tab. A 2.3-2). Auenflächen, die meist relativ tiefgründig waren, traten durch die in größeren Bodentiefen noch beträchtliche Anteile an Boden-Kohlenstoff (9-25 % in > 0,5 m in Birkenfeld bzw. Löbstedt) hervor.



**Abb. 3.2-4:** Anteil des Boden-Kohlenstoffvorrates aller Beprobungstiefen am Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat der Flächen (MW). Die beiden ersten Zeilen stellen Dauergrünländer dar, die zwei darunter liegenden Ansaatflächen, wobei hier das Ansaatjahr, soweit bekannt, aufgeführt wird. Die untere Zeile vereint die Auenflächen. Innerhalb der Gruppen sind die Flächen nach abnehmendem Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff angeordnet. Die z. T. abweichende Skalierung der Ordinate ist zu beachten.

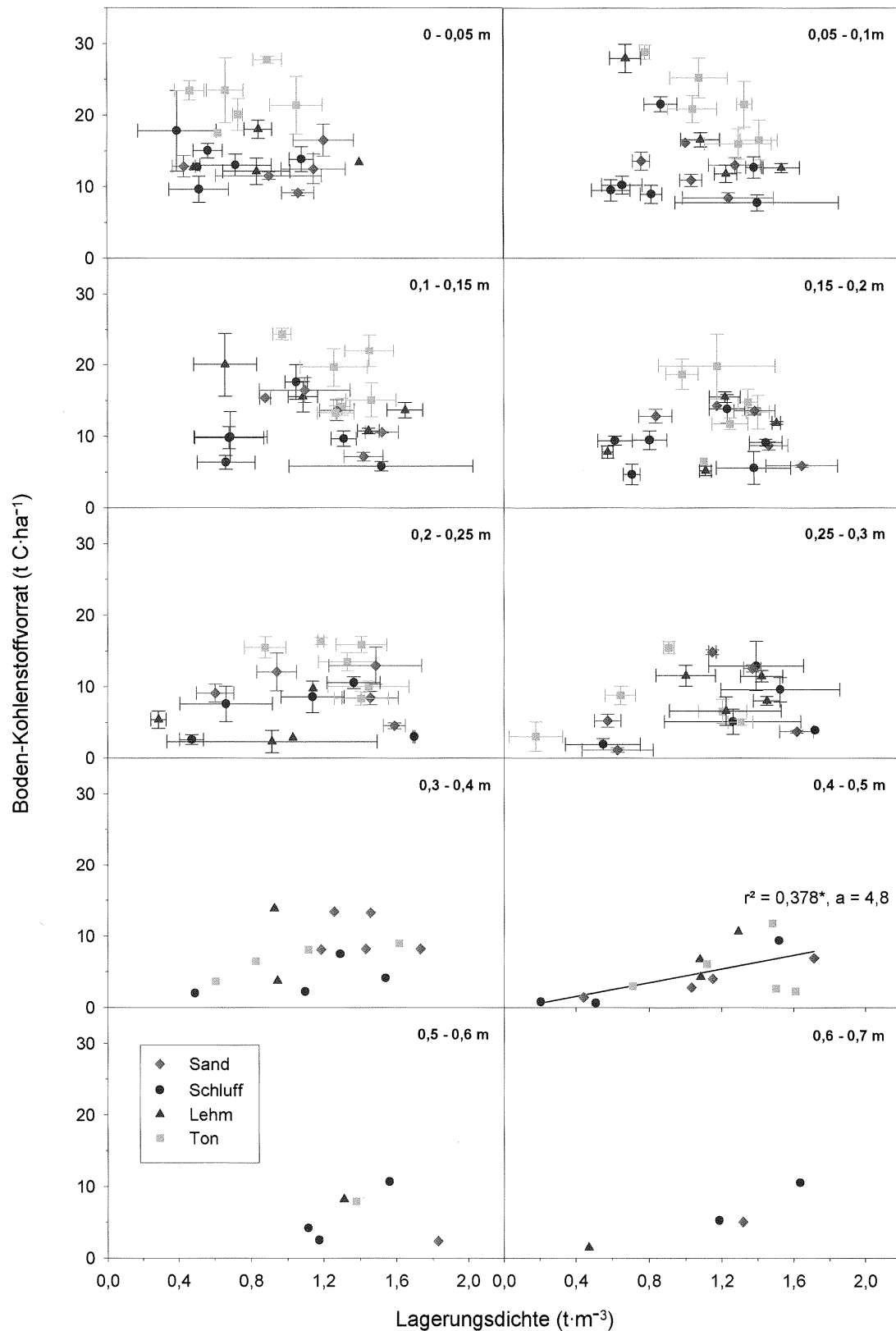
### 3.2.2 Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

In den Abbildungen zur Charakterisierung der einzelnen Flächen anhand der untersuchten Bodenparameter im Anhang (Abb. A 3.2: 1-21) wird die durch das Ausgangsmaterial und den Skelettgehalt bedingte Differenziertheit der Lagerungsdichte, sowohl innerhalb eines Bodenprofils als auch im Flächenvergleich, deutlich. Sie variierte zwischen ca.  $0,2 \text{ t}\cdot\text{m}^{-3}$  in sehr skelettreichen Bodenschichten und Flächen (Frauenwald und Arnsgereuth) und  $1,6\text{-}1,8 \text{ t}\cdot\text{m}^{-3}$  in stark sandigen (Schwallungen) bzw. verhältnismäßig tonreichen Flächen (Wechmar Kalkmagerasen).

Der Vorrat an Boden-Kohlenstoff war jedoch in der Regel auch bei Berücksichtigung der Bodenart nicht von der Lagerungsdichte des Feinbodens abhängig (Abb. 3.2-5). Lediglich in den größeren Tiefen ließ sich ein Trend zu einer positiven linearen Beziehung über alle Flächen erkennen, der in  $0,4\text{-}0,5 \text{ m}$  Bodentiefe zudem schwach signifikant war ( $r^2 = 0,378^*$ ), in größeren Tiefen aber möglicherweise durch die abnehmende Anzahl der Messwerte bedingt sein könnte und somit nicht mehr abzusichern ist. Die tonigen Flächen hoben sich bis in  $0,25 \text{ m}$  Bodentiefe durch relativ höhere Vorräte von den anderen Flächen ab, die schluffigen durch geringere Vorräte bei kleiner Lagerungsdichte und die sandigen durch größere Lagerungsdichten bei Vorräten, die mit den schluffigen Flächen vergleichbar waren.

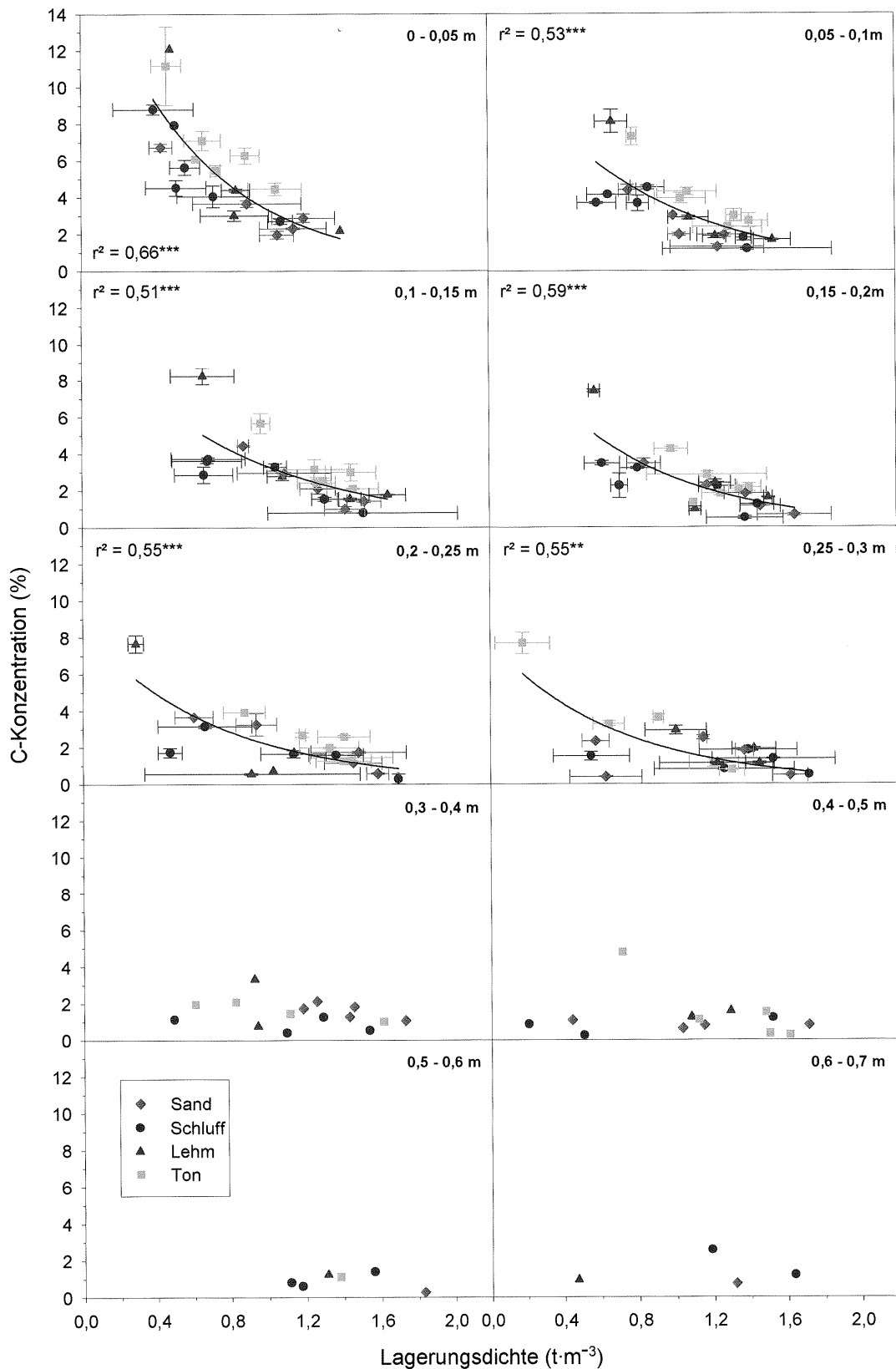
Die Berücksichtigung von Nutzung und Nutzungsgeschichte trug nicht zur Differenzierung der Beziehung zwischen Lagerungsdichte des Feinbodens und Boden-Kohlenstoffvorrat bei.

Hingegen nahm die C-Konzentration in den einzelnen Beprobungstiefen bei steigender Lagerungsdichte des Feinbodens bis in eine Bodentiefe von  $0,3 \text{ m}$  signifikant exponentiell ab (Abb. 3.2-6) - jedoch wiederum unabhängig von Nutzung und Nutzungsgeschichte.



**Abb. 3.2-5:** Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind SD bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ . In einer Tiefe von 0,4-0,5 m besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang über alle Flächen,  $r^2$ ,  $P$  und die Steigung ( $a$ ) sind vermerkt.





**Abb. 3.2-6:** Einfluss der Lagerungsdichte des Feinbodens auf die C-Konzentration des Feinbodens der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind SD bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ . Bis in eine Bodentiefe von 0,3 m besteht ein signifikanter exponentieller Zusammenhang über alle Flächen,  $r^2$  und P sind hierfür vermerkt. Die Parameter der Regressionen der verschiedenen Bodenarten sind in Tab. 3.2-5 zusammengestellt.

Die Korrelationskoeffizienten bei differenzierter Betrachtung der Bodenarten wiesen auf einen Zusammenhang zwischen Bodenart und C-Konzentration hin, der mit abnehmender Korngröße deutlicher wurde (Tab. 3.2-4). Die tonigen Flächen wiesen im Mittel höhere C-Konzentrationen bei gleicher Lagerungsdichte der Flächen auf, die schluffigen Flächen dagegen die geringsten, wobei sich die Regressionen nicht signifikant unterschieden.

Korrelation bei Berücksichtigung									
• aller Flächen und Beprobungstiefen	-0,593**								
• der Bodenarten (Tiefen nicht unterschieden)	<b>Sand</b>	<b>Schluff</b>	<b>Lehm</b>	<b>Ton</b>					
	-0,589**	-0,357*	-0,708**	-0,751**					
• aller Flächen bei Unterscheidung der Bodentiefe (m)	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	<b>0,15</b>	<b>0,2</b>	<b>0,25</b>	<b>0,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,5</b>	
	0,870**	0,781**	n.s.	-0,733**	-0,594**	-0,487*	-0,544*	n.s.	

**Tab. 3.2-4:** Signifikante Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) der Beziehung zwischen C-Konzentration und Lagerungsdichte des Feinbodens der Untersuchungsflächen. Die Signifikanzniveaus sind vermerkt („n.s.“ = nicht signifikant). Es werden Bodentiefen sowie Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) unterschieden.

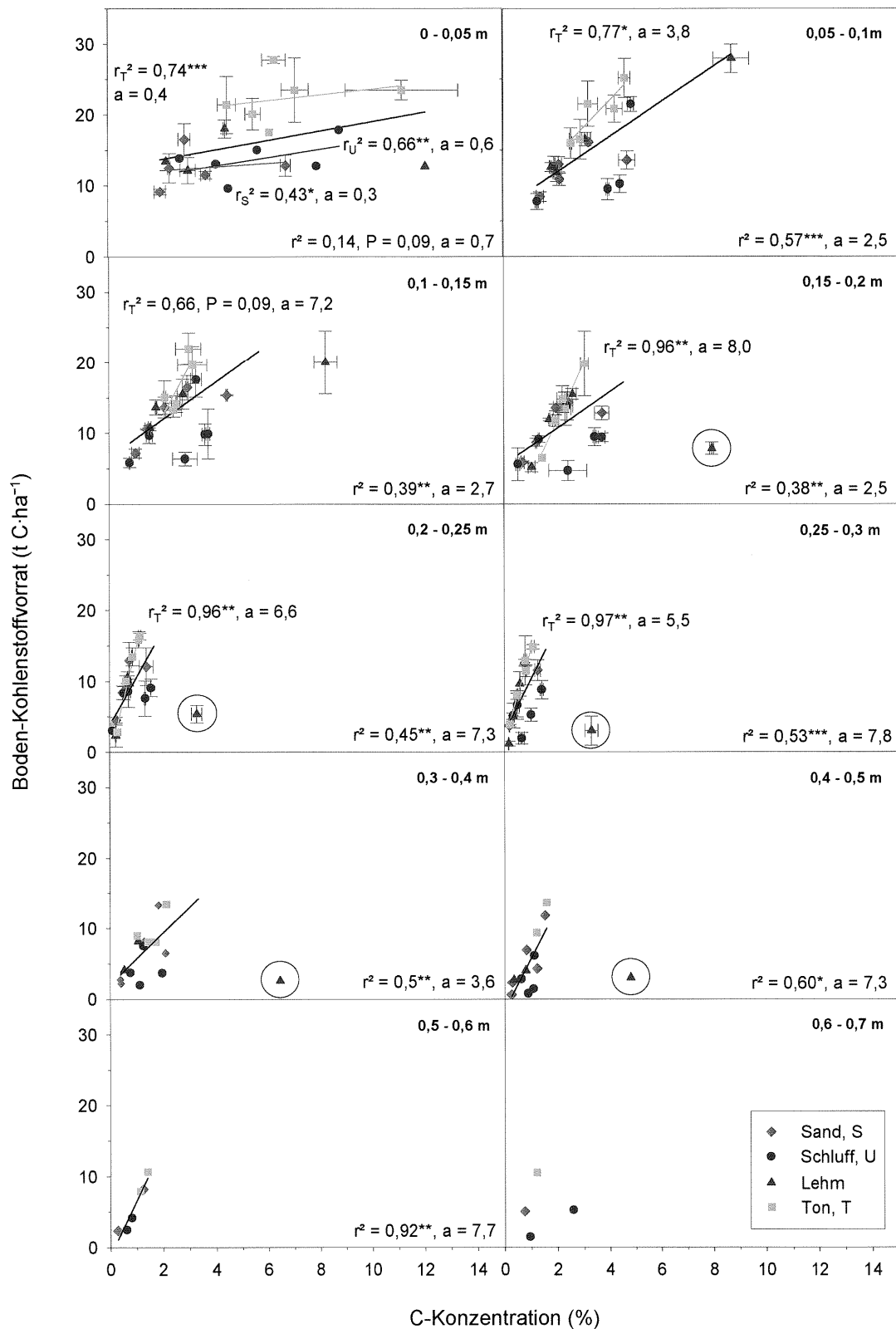
Bodentiefe (m)	Bodenart			
	Sand	Schluff	Lehm	Ton
0,05	0,93**	0,77**	0,94*	0,74*
	12,52	18,74	53,33	21,02
	1,43	2,05	3,07	1,59
0,10	0,88**	0,72*	0,98**	0,90**
	22,88	8,88	42,45	31,38
	2,08	1,05	2,36	1,80
0,15	0,96**	n.s.		0,85**
	27,77			36,63
	2,07			1,95
0,20	0,94**	0,70*		n.s.
	14,57	7,62		
	1,59	1,24		
0,25	n.s.	n.s.		n.s.
0,30	n.s.	n.s.		0,92**
				18,18
				1,74

**Tab. 3.2-5:** Parameter der exponentiellen Regressionen ( $C\text{-Konzentration} = a \cdot \text{Lagerungsdichte}^b$ ) der einzelnen Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) bis in 0,3 m Bodentiefe zu Abb. 3.2-6. Untereinander sind jeweils  $r^2$  und P („n.s.“ = nicht signifikant) sowie a und b vermerkt. In größerer Tiefe und in den lehmigen Flächen ist die Datenbasis zu gering.

### 3.2.3 Einfluss der C-Konzentration des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Der Boden-Kohlenstoffvorrat war mit der C-Konzentration erwartungsgemäß eng korreliert ( $r = 0,710^{**}$ , Tab. 3.2-3). Mit zunehmender C-Konzentration nahm auch der Boden-Kohlenstoffvorrat linear zu (Abb. 3.2-7). Die höchsten C-Konzentrationen konnten in den höchstgelegenen Flächen in Frauenwald (Thüringer Wald) und Frankenheim (Rhön) ermittelt werden. Hier verringerte sich die C-Konzentration von 12,1 bzw. 11,2 % in 0,05 m Tiefe auf 6,4 und 3,3 % in 0,4 m (siehe auch Abb. A 3.2: 20 und 21). In den Regressionen blieben die markierten Werte für Frauenwald jeweils unberücksichtigt, da die C-Konzentrationen in 0,15-0,5 m Bodentiefe unverhältnismäßig hoch waren.

Die Korrelationen wurden bei Unterscheidung der Bodenarten enger (Tab. 3.2-3), was durch die Gruppierung der Daten auch in der Abb. 3.2-7 deutlich wurde. Signifikante lineare Regressionen bestanden in der obersten Bodenschicht für alle getesteten Bodenarten (für Lehm zu kleine Datenbasis), in weiterer Tiefe jedoch ausschließlich für die tonigen Flächen. Für letztere waren die Steigungen der Regressionsgeraden jeweils steiler als für die Gesamtheit der Flächen.



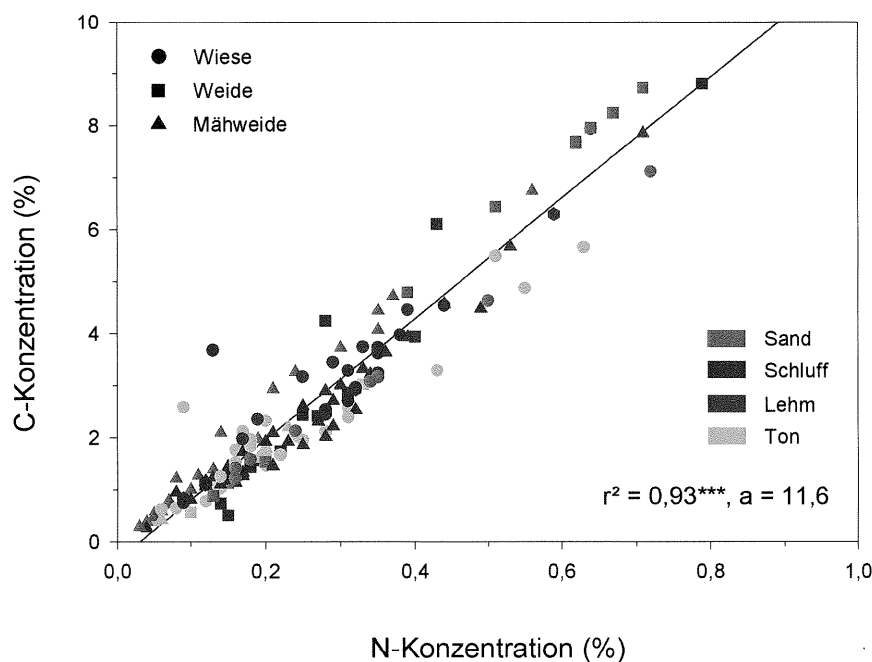
**Abb. 3.2-7:** Einfluss der C-Konzentration des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind SD bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ . Mit „○“ gekennzeichnete Werte werden in den linearen Regressionen nicht berücksichtigt,  $r^2$  und  $P$  sind hierfür jeweils vermerkt (schwarze Regressionslinien: Beziehung über alle Flächen,  $r^2$  ohne Index).

### 3.2.4 Einfluss des C/N-Verhältnisses des Feinbodens auf den Bodenkohlenstoffvorrat

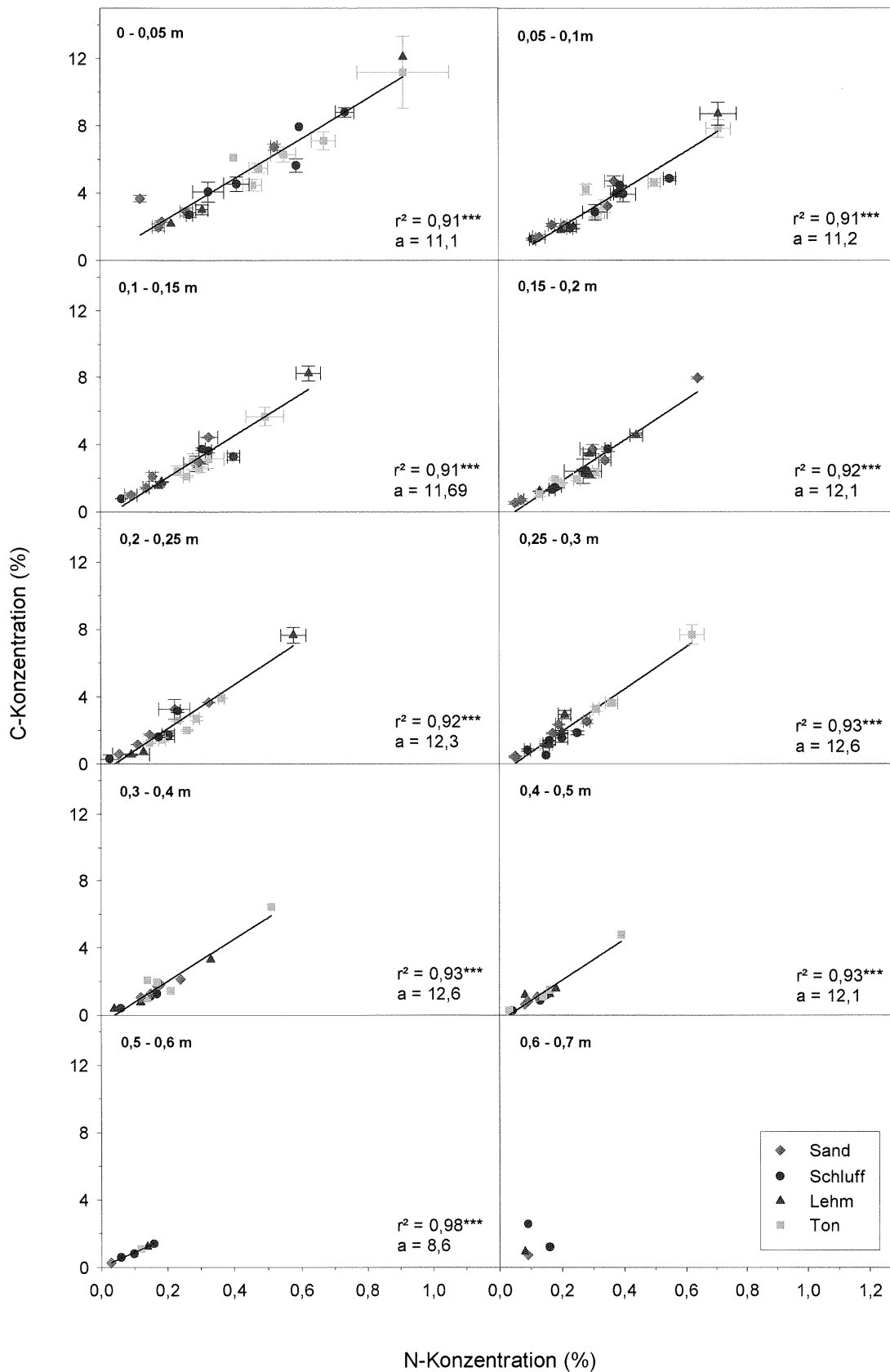
Zunächst wird der Zusammenhang zwischen C-Konzentration und N-Konzentration des Feinbodens betrachtet, der sich mit Ausnahme der untersten Tiefenstufe (zu kleine Datenbasis) für alle weiteren Beprobungstiefen als hoch signifikant linear darstellte (Abb. 3.2-8 und Abb. 3.2-9). Diese enge Beziehung wird auch durch die Korrelationskoeffizienten unterstrichen (Tab 3.2-6).

Korrelation bei Berücksichtigung									
• aller Flächen und Beprobungstiefen	0,944**								
• der Bodenarten (Tiefen nicht unterschieden)	0,947**	Sand	Schluff	Lehm	Ton				
		0,947**	0,894**	0,991**	0,969**				
• aller Flächen bei Unterscheidung der Bodentiefe (m)	0,937**	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3	0,4	0,5
		0,937**	0,925**	0,959**	0,954**	0,950**	0,965**	0,853**	0,899**

**Tab. 3.2-6:** Signifikante Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) der Beziehung zwischen C-Konzentration und N-Konzentration des Feinbodens der Untersuchungsflächen. Die Signifikanzniveaus sind vermerkt. Es werden Bodentiefen sowie Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) unterschieden.



**Abb. 3.2-8:** Beziehung zwischen C- und N-Konzentration des Feinbodens aller Bodenproben (alle Flächen und Tiefenstufen). Die Hauptbodenart (entsprechend AG BODEN, 1994) und die aktuelle Nutzung sind berücksichtigt.  $r^2$ , P und die Steigung (a) der linearen Regression sind vermerkt.



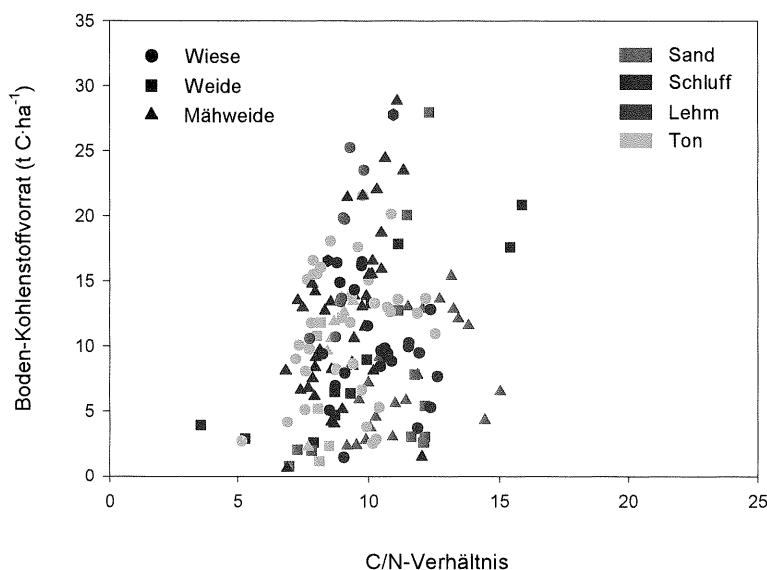
**Abb. 3.2-9:** Zusammenhang zwischen C- und N-Konzentration des Feinbodens der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD bis in 0,3 m Bodentiefe (n = 3), für 0,3-0,7 m ist n = 1.  $r^2$ , P und die Steigung (a) für die linearen Regressionen über alle Flächen sind vermerkt.

Erwartungsgemäß wurde die N-Konzentration ebenso wie die C-Konzentration (Kap. 3.2.3) mit zunehmender Bodentiefe geringer. Von maximal 0,98 % in 0,05 m Bodentiefe in Frauenwald und Frankenheim sank der Anteil an N im Feinboden in größeren Tiefen auf ca. 0,1 % ab (Abb. 3.2-9).

Die Steigungen der linearen Regressionen nahmen bis in eine Bodentiefe von 0,4 m kontinuierlich zu, während sie anschließend in größeren Tiefen abfielen. Eine den Bodenarten entsprechende Gruppierung zeigte sich in diesem Kontext nicht.

Das C/N-Verhältnis wurde tendenziell mit zunehmender Bodentiefe zunächst weiter (siehe Steigungen in Abb. 3.2-9), auch wenn einige Flächen davon abwichen. So war in Frauenwald, Leutra, Birkenfeld, Oberweißbach Ansaat und Wechmar Ansaat keine maßgebliche Änderung im Bodenprofil zu erkennen, in Freienorla, Wernshausen, Kalkmagerrasen Wechmar, Arnsgereuth und Frankenheim wurde es in größerer Tiefe enger (Abb. A 3.2: 1-21). Ab einer Bodentiefe von 0,4 m verengte sich das C/N-Verhältnis für alle Flächen. Die Maximalwerte konnten in den Grünländern mit den höchsten C-Konzentrationen bestimmt werden und lagen bei 12 bis 15. Im Kalkmagerrasen in Wechmar wurden in den oberen 0,1 m Bodentiefe mit 15,4 und 15,7 ebenfalls hohe Werte gemessen. Dieselbe Fläche wies aber zugleich mit nur noch 5,3 bis 3,6 in 0,2 bis 0,3 m Bodentiefe die engsten C/N-Verhältnisse auf. Das Flächenmittel lag bei 9,7 (Abb. 3.2-10).

Nur bei Unterscheidung der Bodenarten ergab die Korrelationsanalyse einen schwach signifikanten Zusammenhang zwischen Boden-Kohlenstoffvorrat und C/N-Verhältnis (Tab. 3.2-3), der mit abnehmender Korngröße deutlicher wurde.



**Abb. 3.2-10:** Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis des Feinbodens der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) und der aktuellen Nutzung. Es sind alle Tiefenstufen und Flächen inbegriffen.

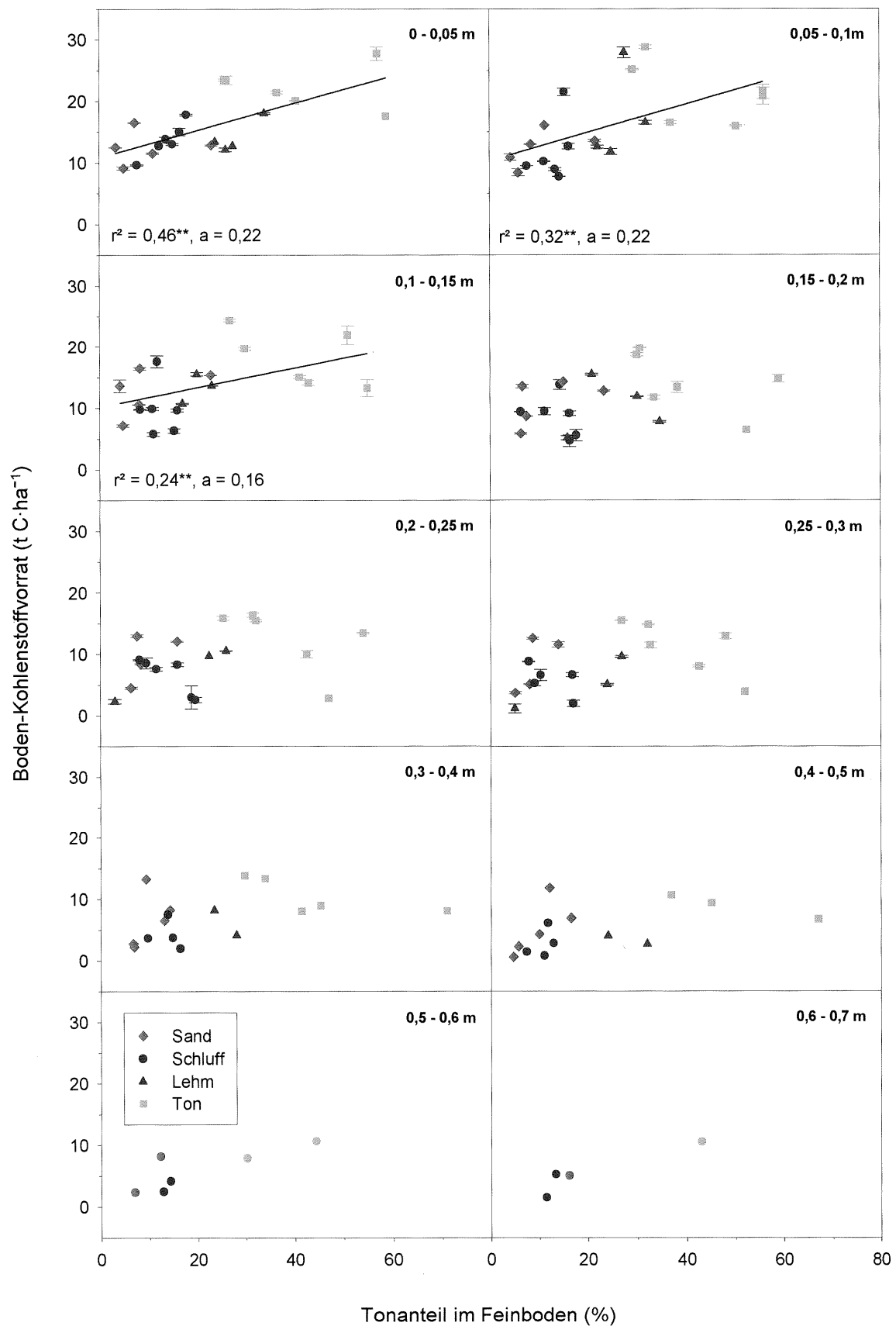
### **3.2.5 Einfluss der Bodenart des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat**

Entsprechend den unterschiedlichen Ausgangsgesteinen der Flächen waren auch die Bodenarten sehr variabel (Tab. 2.3-3 und Tab. A 2.3-3). Die Mehrzahl der Untersuchungsflächen, Steinhaleben, Leutra, Harrasmühle, Wechmar Ansaat, Schwabhausen, Birkenfeld, Zeulenroda, Tambach-Dietharz, Arnsgereuth, Oberweißbach Ansaat, Oberweißbach, Frauenwald, Neustadt und Frankenheim, zeichnete sich durch einen hohen Schluffanteil im Feinboden aus, der zwischen 44 und 81 % lag. Nur die zwei Böden in Reinsdorf und Wechmar Kalkmagerassen waren von Ton dominiert (Tonanteil: 47-59 %). Wenige andere waren als sandig anzusprechen: Löbstedt, Freienorla, Wernshausen sowie Schwallungen (Sandanteil: 39-74 %).

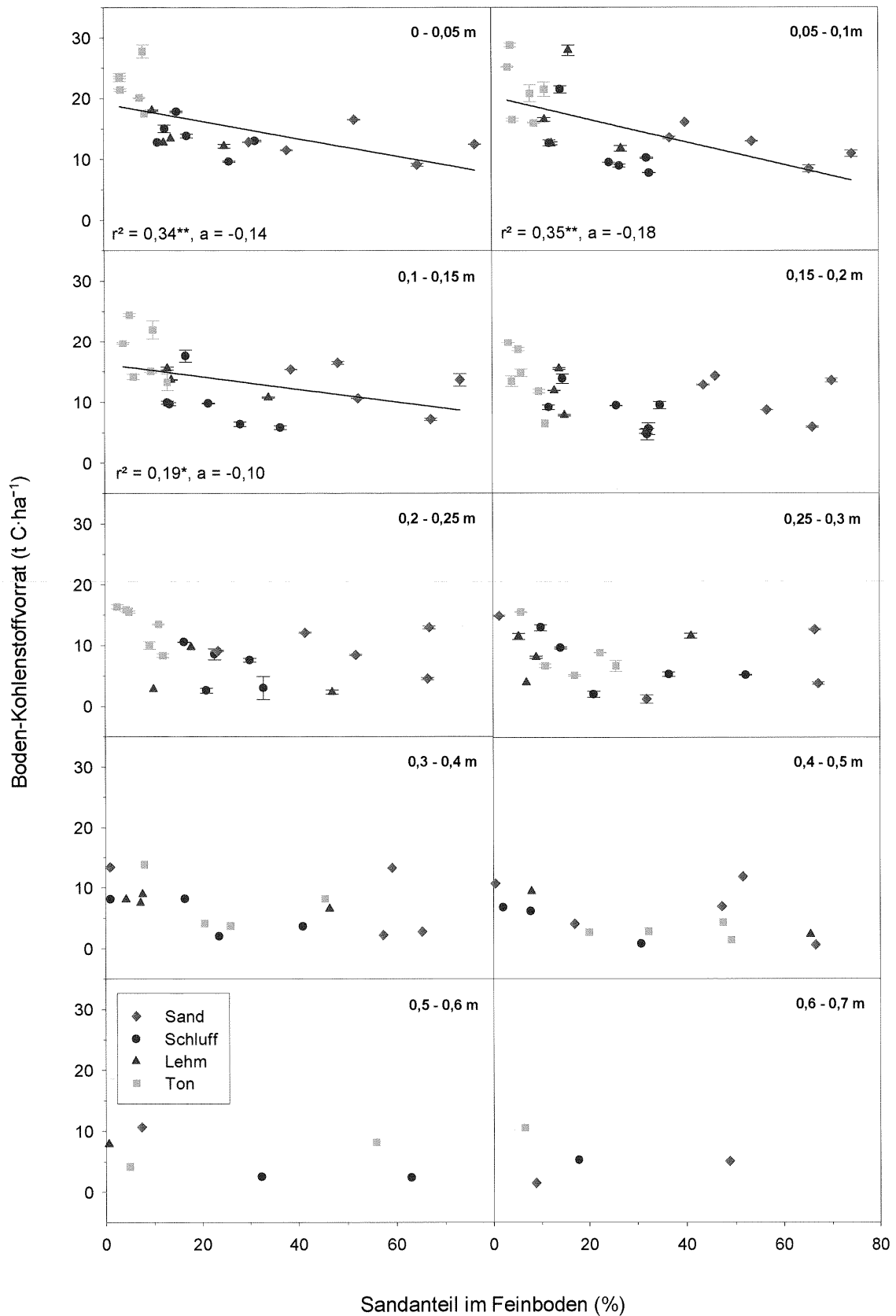
In den Abb. 3.2-11 bis 3.2-13 wurden jeweils die Beziehungen des Boden-Kohlenstoffvorrates zu den gemessenen Korngrößenanteilen (Ton, Schluff, Sand) aufgetragen. Der Tonanteil war mit den Boden-Kohlenstoffvorräten aller Flächen in den oberen Bodentiefen schwach positiv korreliert (Tab. 3.2-3 und Abb. 3.2-11), der Sandanteil entsprechend negativ (Tab. 3.2-3 und Abb. 3.2-12). Vom Anteil der Schlufffraktion am Feinboden ließ sich hingegen nicht auf den Betrag des Boden-Kohlenstoffvorrates schließen (Abb. 3.2-13).

Die Betrachtung der C-Konzentrationen in Bezug zur Bodenart trug nicht zur Differenzierung der maßgeblichen Einflussgrößen der Boden-Kohlenstoffvorräte bei.

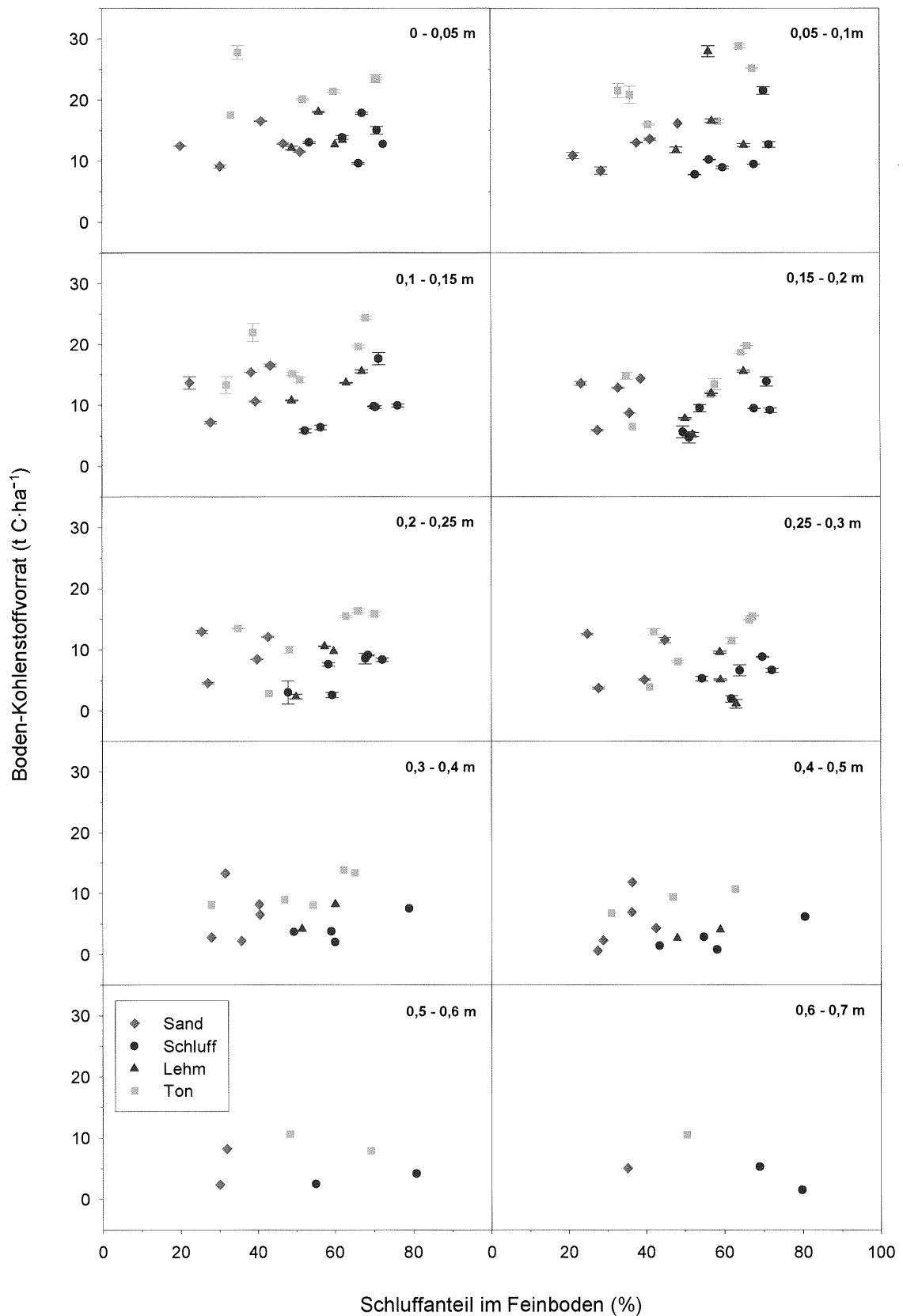




**Abb. 3.2-11:** Einfluss des Tonanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Boden-Kohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ .  $r^2$ ,  $P$  und die Steigung ( $a$ ) der linearen Regressionen sind vermerkt.



**Abb. 3.2-12:** Einfluss des Sandanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Boden-Kohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ .  $r^2$ , P und die Steigung ( $a$ ) für die linearen Regressionen sind vermerkt.



**Abb. 3.2-13:** Einfluss des Schluffanteils im Feinboden auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Boden-Kohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ .

### 3.2.6 Einfluss der Bodenreaktion auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Der Boden-pH (0,01 M  $\text{CaCl}_2$ ) zeigte kaum Variabilität im Bodenprofil, in einigen Flächen, wie Frauenwald, Frankenheim, Schwallungen, Hildburghausen und Neustadt, nahm er mit der Bodentiefe in geringem Maße zu (Abb. A 3-2: 1-21). Die niedrigsten Werte wurden mit pH 3,8 im vulkanischen Boden der Rhön in Frankenheim ermittelt, wohingegen die aus karbonathaltigem Ausgangsgestein gebildeten Böden (Harrasmühle, Wechmar Kalkmagerrasen, Leutra, Steinhaleben, Pösen, Schwabhausen und Reinsdorf) erwartungsgemäß die höchsten pH-Werte aufwiesen. Diese lagen zwischen 7,0 und 8,1.

Die alleinige Betrachtung der Boden-pH-Werte erklärte dementsprechend Unterschiede im C-Vorrat der untersuchten Böden nicht (Abb. 3.2-14), jedoch wurden bei Berücksichtigung der Bodenarten Trends deutlich: Mit steigendem pH-Wert nahm der Boden-Kohlenstoffvorrat der tonigen Flächen ab, der der schluffigen und sandigen jedoch zu. Diese Beobachtung wiederholte sich in Tiefenstufen von 0,05 bis 0,5 m Bodentiefe (siehe auch Korrelationskoeffizienten in Tab. 3.2-3).

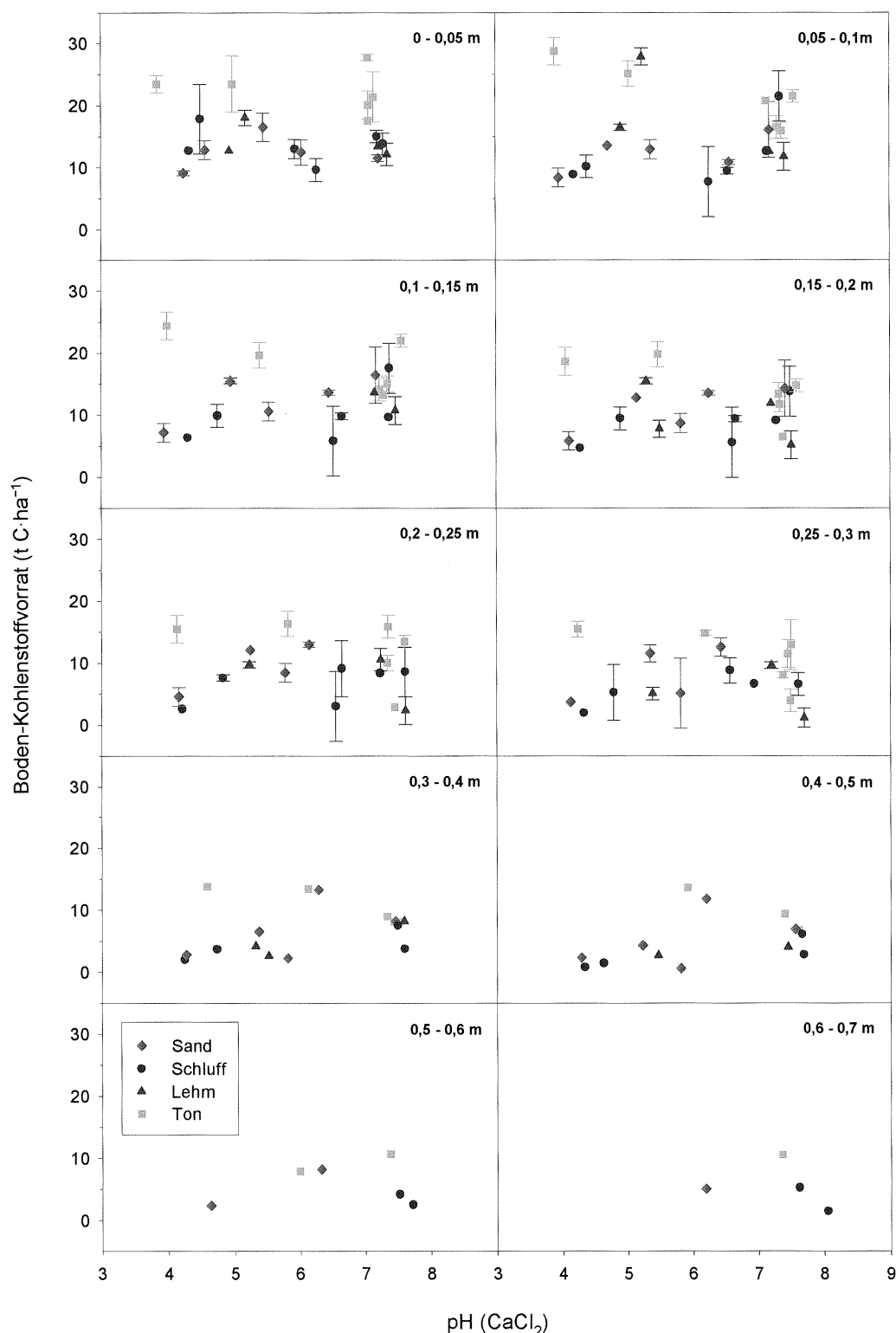
### 3.2.7 Einfluss der Kationenaustauschkapazität des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Entsprechend dem pH-Wert des Bodens wurde für jede Bodentiefe der Untersuchungsflächen entweder die potenzielle oder die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK) bestimmt. Bei Grenzfällen wurden beide Verfahren angewandt, wobei beide Methoden in Reinsdorf, Löbstedt und Zeulenroda vergleichbare Ergebnisse lieferten (siehe Kap. 2.4.1, Einzelwerte in Tab. A 3.2-22). Abb. A 3.2: 1-21 stellen für jede Fläche die KAK im Bodenprofil da. Die KAK nahm in einigen Flächen mit der Bodentiefe zu (Steinhaleben, Wernshausen, Harrasmühle, Kalkmagerrasen Wechmar), in der Regel war jedoch in größerer Tiefe eine markante Abnahme zu verzeichnen.

Die Minimalwerte der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  mit  $19\text{--}48,5 \mu\text{mol IÄ}\cdot\text{g}^{-1}$  traten in Frankenheim (Rhön) auf, die Maximalwerte in den karbonatreichen Flächen, besonders auf dem über Gips gebildeten Boden des Kyffhäusers in Steinhaleben ab einer Tiefe von 0,15 m mit bis zu  $2150 \mu\text{mol IÄ}\cdot\text{g}^{-1}$ .  $400 \mu\text{mol IÄ}\cdot\text{g}^{-1}$  ist das Mittel aller Flächen und wurde z. B. durch Schwabhausen und die Ansaat in Wechmar repräsentiert.

Die Anteile der einzelnen Ionen an der KAK sind in Tab. A 3.2-23 dargestellt, das Ergebnis der entsprechenden Korrelationen in Tab. 3.2-7. Ca war immer das Hauption der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  mit 51,2 bis 99,5 % (Frankenheim bzw. Steinhaleben) und korrelierte besonders in den tonigen Böden mit der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ . Lediglich Mg nahm zusätzlich in Harrasmühle und Zeulenroda mit

bis zu 33 % nennenswerte Anteile ein. Der vulkanische Boden der Rhön in Frankenheim hob sich durch vergleichsweise hohe Anteile an K (4,6-12,1 %), Na (2,1-5,1 %), Al (5,2-15,5 %) und Mn (1,5-5,7 %) von den restlichen Flächen ab.



**Abb. 3.2-14:** Einfluss des pH-Wertes des Feinbodens auf den Bodenkohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Bodenkohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe (n = 3), für 0,3-0,7 m ist n = 1. Für den pH-Wert liegt jeweils nur ein Messwert vor.

Für die  $KAK_{eff}$  wurden minimale Werte von 20-50  $\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}\cdot\text{g}^{-1}$  in der auf Buntsandstein liegenden Fläche in Schwallungen und der Bergwiese in Oberweißbach ermittelt. Die Glatthaferwiese in der Saale-Aue bei Löbstedt erreichte die höchsten Werte mit bis zu 290  $\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}\cdot\text{g}^{-1}$ . Für die Mehrzahl der Flächen wurden  $KAK_{eff}$  zwischen 35 und 90  $\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}\cdot\text{g}^{-1}$  gemessen, wie auch in Arnsgereuth und Neustadt.

Der Anteil der Einzelionen an der  $KAK_{eff}$  war hier differenzierter. Zwar nahm weiterhin Ca in der Mehrzahl der Flächen den Hauptanteil ein, die Dominanz war jedoch nicht so eindeutig, da zusätzlich K, Mg und Al in einzelnen Bodentiefen verschiedener Flächen nennenswerte Anteile erreichten. Als Beispiele sollen hier die hohen K-Anteile in Tambach-Dietharz mit 15,6-62,4 %, die von Mg in Freienorla und Oberweißbach Ansaat mit 11,0-19,4 % sowie die von Al in Schwallungen, Arnsgereuth, Oberweißbach und Neustadt mit bis zu 68,4 % erwähnt werden.

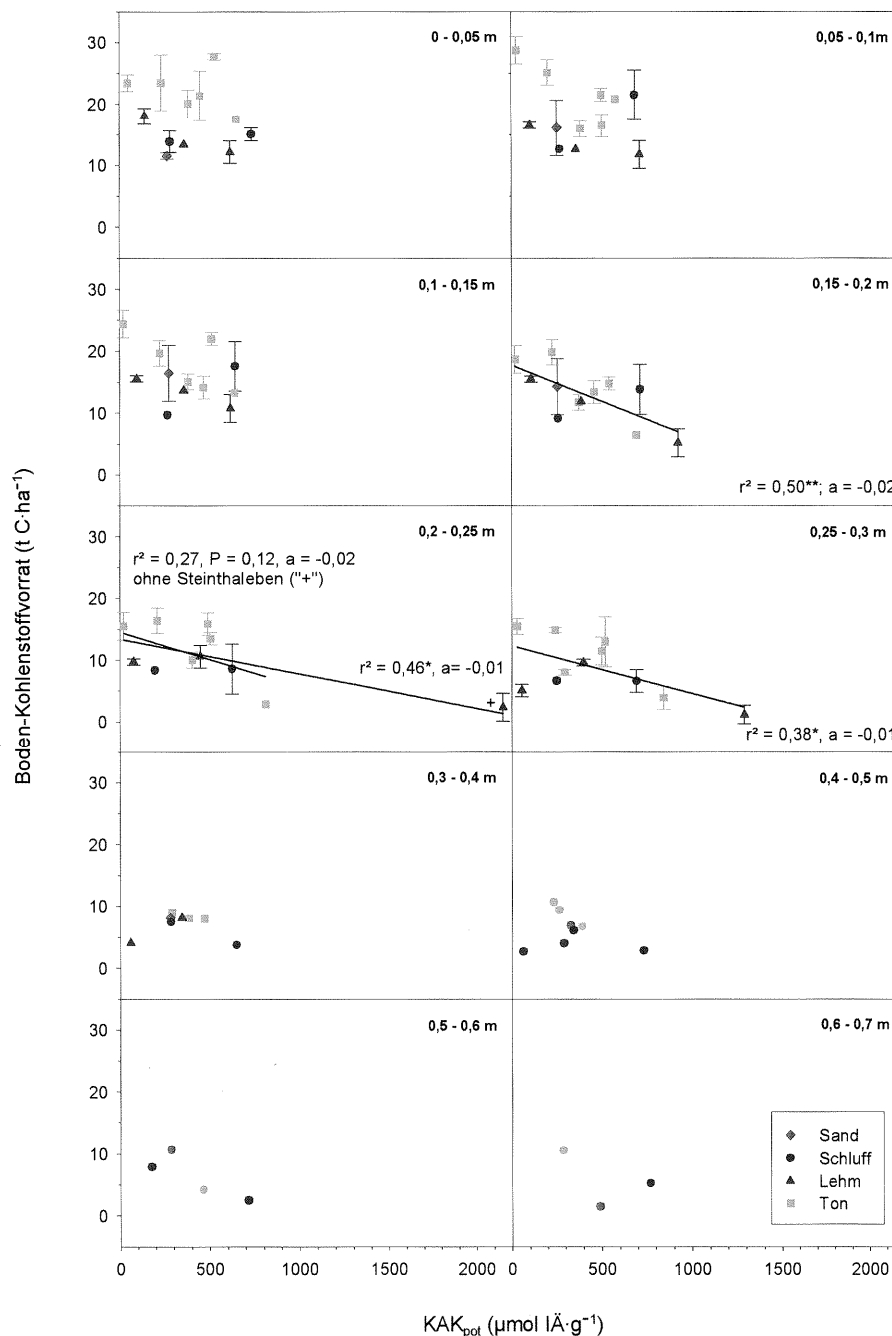
Einzelionen	alle Untersuchungsflächen		KAK <sub>pot</sub> : alle Untersuchungsflächen unterschieden nach Bodentiefen (m)					
	KAK <sub>pot</sub>	KAK <sub>eff</sub>	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3
n	51	96	6	6	6	6	6	6
Ca	0,963**	0,983**	0,829*	0,943**	0,943**		0,943**	0,943**
Mg		0,735**						
Na		0,486**						
K		0,210*		0,886*				
Al		-0,742**						
Fe		-0,403**						
Mn	-0,314*	-0,201*						

Einzelionen	KAK <sub>eff</sub> : alle Untersuchungsflächen unterschieden nach Bodentiefen (m)					
	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3
n	12	12	12	12	11	11
Ca	0,846**	1,000**	0,986**	0,986**	0,991**	0,973**
Mg	0,734**	0,832**	0,860**	0,860**	0,809**	0,718*
Na						0,691*
K						
Al	-0,796**	-0,827**	-0,767**	-0,767**	-0,660*	-0,807**
Fe	-0,832**	-0,853**	-0,587*	-0,587*		
Mn	-0,734**		-0,730**	-0,720**		

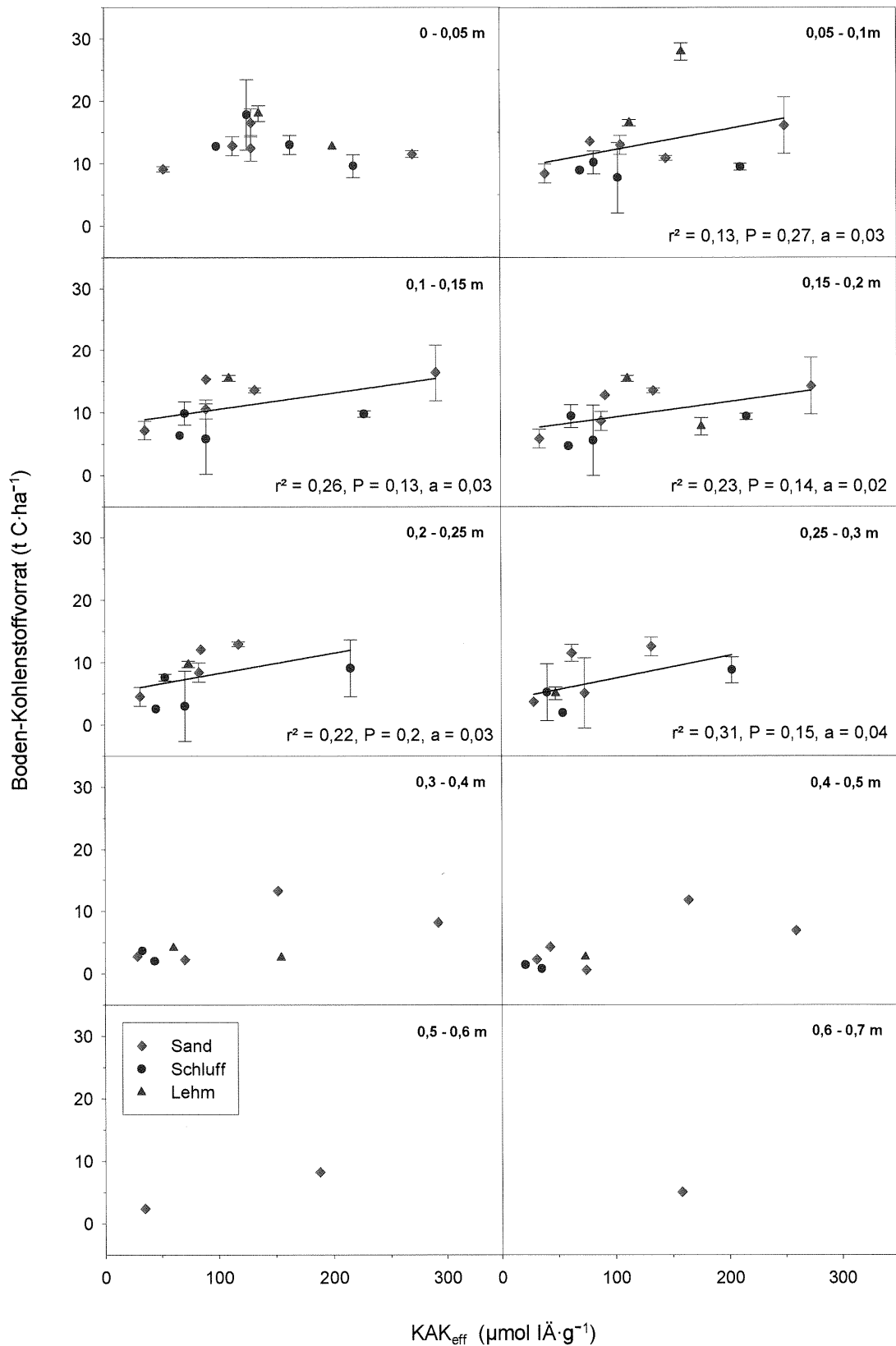
Einzelionen	alle Untersuchungsflächen unterschieden nach Bodenarten (alle Tiefen inbegriffen)							
	Sand		Schluff		Lehm		Ton	
	KAK <sub>pot</sub>	KAK <sub>eff</sub>	KAK <sub>pot</sub>	KAK <sub>eff</sub>	KAK <sub>pot</sub>	KAK <sub>eff</sub>	KAK <sub>pot</sub>	KAK <sub>eff</sub>
n	8	39	25	26	6	16	43	12
Ca	0,952**	0,984**		0,900**		0,900**	0,973**	0,993**
Mg		0,655**					0,953**	
Na								
K							0,874**	0,629*
Al		-0,893**						-0,811**
Fe		-0,376*		0,562*		0,562*	-0,705**	-0,640*
Mn				0,726**		0,726**		

**Tab. 3.2-7:** Übersicht der signifikanten Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) zwischen der KAK des Feinbodens und deren Einzelionen aller Untersuchungsflächen. Die Signifikanzniveaus, Autokorrelationen (grau hinterlegt) sowie die Anzahl der berücksichtigten Daten sind vermerkt. Es wurden Bodentiefen und Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) unterschieden.

Abb. 3.2-15 stellt die Beziehung zwischen der  $KAK_{pot}$  und dem Boden-Kohlenstoffvorrat dar und verdeutlicht, dass in 0,15-0,3 m Bodentiefe über alle Flächen eine schwach signifikante, negativ lineare Abhängigkeit zwischen diesen Parametern bestand, die aber vor allem durch die hohen  $KAK_{pot}$ -Werte in Steinhäleben bestimmt wurde. Der Zusammenhang zwischen der  $KAK_{eff}$  und dem Boden-Kohlenstoff war dagegen positiv linear, wie die Abb. 3.2-16 zeigt, war aber in keiner Tiefe signifikant.



**Abb. 3.2-15:** Einfluss der  $KAK_{pot}$  des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Boden-Kohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ . Für die  $KAK_{pot}$  liegt jeweils nur ein Messwert vor. Für die linearen Regressionen über alle Flächen sind  $r^2$  und  $P$  vermerkt.



**Abb. 3.2-16:** Einfluss der  $KAK_{eff}$  des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat der Untersuchungsflächen unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Jede Bodentiefe wird separat betrachtet. Angegeben sind die SD des Boden-Kohlenstoffvorrates bis in 0,3 m Bodentiefe ( $n = 3$ ), für 0,3-0,7 m ist  $n = 1$ . Für die  $KAK_{eff}$  liegt jeweils nur ein Messwert vor.  $r^2$  und  $P$  für die linearen Regressionen über alle Flächen sind vermerkt.



### 3.2.8 Einfluss der Basensättigung des Feinbodens auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Der prozentuale Anteil der Summe von austauschbarem Ca, Mg, Na und K an der KAK wird als Basensättigung (BS) des Bodens bezeichnet und ist für die einzelnen Flächen in den Abb. A 3.2: 1-21 bzw. in den Tab. A 3.2-22 und A 3.2-23 aufgeführt. Die BS erreichte bei der Mehrzahl der untersuchten Grünländer in allen Bodenschichten nahezu 100 %, lediglich in Arnsgereuth, Schwallungen, Oberweißbach, Neustadt und Frankenheim führte der große Anteil von Al und Mn zu deutlich niedrigeren Werten.

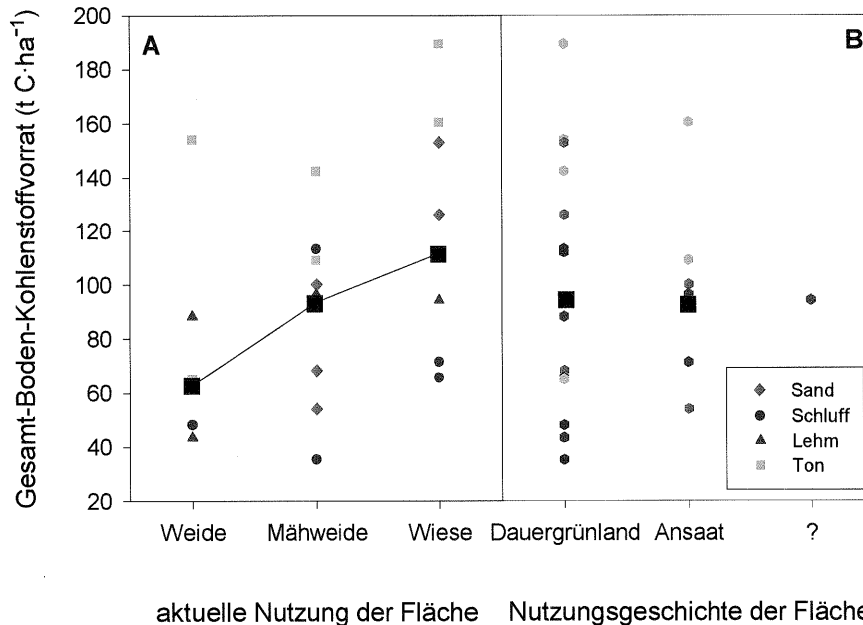
Da die KAK, und damit auch die BS, streng pH-abhängig sind (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992), war ein monokausaler Zusammenhang zwischen dem Boden-Kohlenstoffvorrat und der BS nicht zu erwarten. Jedoch verfügten die Flächen mit der geringsten BS, mit Ausnahme von Frankenheim, über vergleichsweise kleine Boden-Kohlenstoffvorräte.

### 3.2.9 Einfluss der Flächennutzung auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Möglicherweise auch durch die in Kap. 2.1 beschriebenen Umstände, die die heutige Nutzungssituation des Thüringer Grünlandes hervorgerufen haben, war hier keine signifikante Beziehung herausstellbar (Abb. 3.2-17 A und Tab. 3.2-2). Die Flächen mit dem geringsten Boden-Kohlenstoffvorrat waren jedoch tendenziell die Weiden (Median:  $65 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Wiesen verfügten über mehr Boden-Kohlenstoff (Median:  $112 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), Mähweiden nahmen entsprechend ihrer Nutzung eine Mittelstellung ein (Median:  $98 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Werden nur die oberen 0,3 m des Mineralbodens berücksichtigt, zeichneten sich die Wiesen zwar wiederholt durch den größeren C-Vorrat aus (Median:  $78 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), während sich die Weiden und Mähweiden nicht unterschieden und nur einen geringfügig kleineren Boden-Kohlenstoffvorrat aufwiesen ( $65$  bzw.  $67 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Die dauerhaften Grünlandflächen zeigten gegenüber den Ansaatflächen eine größere Spanne des Boden-Kohlenstoffvorrates im Mineralboden mit den absoluten Minimal- und Maximalwerten (Abb. 3.2-17 B), während sich die Mediane nicht unterschieden (Dauergrünland:  $100 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ , Ansaaten:  $98 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). In den oberen 0,3 m Bodentiefe wiesen die Ansaaten sogar einen geringfügig größeren Vorrat auf als die Dauergrünländer (Median:  $75$  bzw.  $70 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Für die schluffigen Flächen konnte jedoch eine höhere C-Konzentration in den Dauergrünländern nachgewiesen werden ( $r = 0,285^*$ ). Die Nutzungsgeschichte hatte auf die C-Konzentration der anderen Bodenarten keinen nachweisbaren Einfluss.



**Abb. 3.2-17:** Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit von der Flächennutzung unter Berücksichtigung der Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994). Der Median der jeweiligen Kategorie ist vermerkt (■).

**A:** aktuelle Nutzung

**B:** Nutzungsgeschichte („?“: unbekannt)

Die Korrelationen einzelner Parameter mit der Flächennutzung spiegelten v. a. die Charakteristik der ausgewählten Grünlandflächen wieder (Tab. 3.2-8). Die enge Beziehung zwischen der Tiefgründigkeit der Flächen und Nutzung machte deutlich, dass die beprobten Weideflächen vorrangig auf flachgründigen Böden zu finden waren, wie z. B. auf Gips in Steinhaleben oder auf Muschelkalk in Wechmar. Die tiefgründigsten Grasländer in den Auenlagen werden als Wiesen genutzt (Löbstedt, Wernshausen, Birkenfeld). Zudem war der Skelettanteil in den Weideflächen größer.

Die  $KAK_{pot}$  zeigte eine positive Korrelation mit den Weideflächen, die  $BS_{eff}$  eine negative, was durch die höheren K-Anteile in den Wiesen bedingt war.

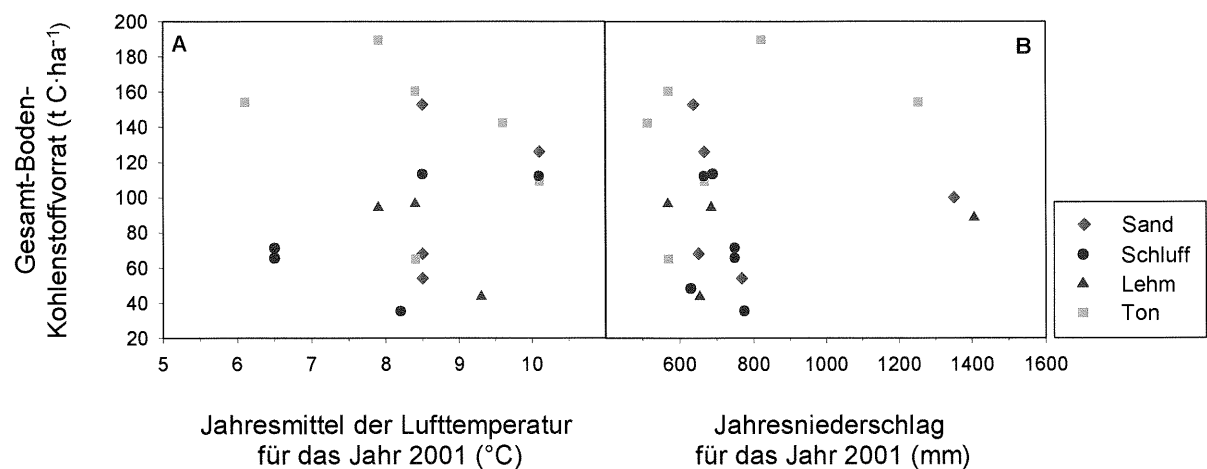
signifikante Korrelation mit	Aktuelle Nutzung der Flächen					Nutzungsgeschichte der Flächen				
	aller Flächen	unterschieden nach Bodenarten				aller Flächen	unterschieden nach Bodenarten			
		Sand	Schluff	Lehm	Ton		Sand	Schluff	Lehm	Ton
n	171	40	50	31	47	171	40	50	31	47
Höhe üNN	0,210**	0,414**	-0,505**			0,241**	0,743**	0,512**		
Niederschlagssumme 2001							0,661*	0,353*	-0,559**	
Jahresmitteltemperatur 2001		-0,349*		0,668**				-0,574**		0,539**
Bodentiefe				0,598**						
Lagerungsdichte des Feinbodens	-0,185*			-0,400*	-0,366*	0,226**				-0,434**
Skelett	0,377**	0,660**			0,653**	0,176*	0,545**			0,336*
Durchwurzelung	0,223**			0,645**	0,329*					
C-Konzentration			-0,367**					0,285*		
Boden-Kohlenstoffvorrat		0,393*	-0,365**				-0,336*			
N-Konzentration		-0,413**		0,396*			0,363*	0,287*		
N-Vorrat					-0,294*		-0,388*			
C/N-Verhältnis			-0,499**	0,589**	0,410**		-0,400*			
pH-Wert	-0,172**	-0,757**					-0,765**			
Tonanteil	0,205**		0,465**					-0,460**		
Sandanteil					0,328*					
KAK <sub>pot</sub>	0,264**			0,790**					-0,768**	
KAK <sub>eff</sub>		-0,697**	-0,514**	0,557*		-0,296**	-0,681**	0,644**		
BS <sub>eff</sub>	-0,392**	-0,659**	-0,723**			-0,239*	-0,711**	0,778**	-0,853**	
<i>Einzelionen der KAK<sub>pot</sub></i>										
H					-0,744**	0,306*				0,808**
Ca	-0,417**		-0,810**			0,280*				0,700**
Mg			0,867**							-0,439*
Na	-0,380**		0,710**		-0,580**	0,546**				0,715**
K						-0,311*				-0,544**
Al			-0,662**		0,600**					
Fe			-0,603**		0,511*					
<i>Einzelionen der KAK<sub>eff</sub></i>							0,730**	-0,711**		
H	0,407**	0,683**	0,567**			-0,302**	-0,710**	0,656**		
Ca	-0,246*	-0,718**	-0,693**				-0,668**	0,733**		
Mg	-0,202*									
Na			-0,548**	0,707**		0,273**		-0,667**	0,713*	
K	0,223*	0,490**		0,602*				-0,587**	0,644*	
Al	0,442**		0,670**	0,528*				0,533**		
Fe			0,429*	0,666*	-0,771**		0,660**	-0,364*	-0,634**	-0,360*
Mn	0,279**		0,435*	0,561*						
aktuelle Nutzung (Kap. 2.3)		0,660**	-0,364*	-0,634**	-0,360*					
Nutzungsgeschichte (Kap. 2.3)		0,562**								
Gesellschaftsgruppe (Kap. 2.3)		-0,764**		-0,640**	-0,857**					
Tiefgründigkeit	-0,590**									

**Tab. 3.2-8:** Übersicht der signifikanten Korrelationskoeffizienten (Spearman-rank) der Analyse des Boden-Kohlenstoffvorrates und der Flächennutzung. Die Signifikanzniveaus, Autokorrelationen (grau hinterlegt) sowie die Anzahl der berücksichtigten Daten sind vermerkt. Es wurden zum einen alle Flächen berücksichtigt, zum anderen deren Unterscheidung hinsichtlich der Bodenart (entsprechend AG BODEN, 1994) vorgenommen. Für die Einzelionen der KAK wurde entsprechend Kap. 2.4.1 die Methode berücksichtigt. Für die „aktuelle Nutzung“ wurde in der Analyse festgelegt: Wiese = 1, Mähweide = 2, Weide = 3, für die Nutzungsgeschichte: Dauergrünland = 4, Ansaat = 5.

### 3.2.10 Einfluss des Klimas auf den Boden-Kohlenstoffvorrat

Ein Zusammenhang zwischen dem C-Vorrat des Mineralbodens (gesamtes Profil sowie bis einschließlich 0,3 m Bodentiefe) und der Jahresmitteltemperatur bzw. der Niederschlags-summe für das Jahr 2001 wurde nicht deutlich (Abb. 3.2-18 und Tab. 3.2-3). Sicherlich wäre ein langjähriges Mittel dieser Parameter aussagekräftiger. Entsprechende Daten sind aber nicht in jedem Fall erhältlich, so dass davon ausgegangen werden muss, dass sich die Parameter der einzelnen Flächen zueinander auch langfristig entsprechend dem Jahr 2001 verhalten.

Jedoch korrelierte die C-Konzentration für alle Flächen und Bodentiefen positiv mit der Meereshöhe ( $r = 0,399^{**}$ ) und dem Niederschlag ( $r = 0,287^{**}$ ) sowie negativ mit der mittleren Jahrestemperatur ( $r = -0,268^{*}$ ) jeweils für das Jahr 2001.



**Abb. 3.2-18:** A: Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit vom Jahresmittel der Lufttemperatur für das Jahr 2001, B: Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat in Abhängigkeit von der Jahressumme des Niederschlags für das Jahr 2001.

In beiden Teilen der Abbildung wurden die Bodenarten (entsprechend AG BODEN, 1994) berücksichtigt.

### 3.3 Zusammenschau: C-Vorräte in der Biomasse und im Boden

Die enorme Heterogenität bzw. die Vielfältigkeit der untersuchten Grünlandflächen in Thüringen ermöglichte keine Berechnung der flächenspezifischen C-Vorräte in der Biomasse (Kap. 3.1.3). Auch eine Clusteranalyse aller Flächen und deren im Rahmen der Arbeit erhobenen Eigenschaften ergab keine Gruppierung aller 21 Untersuchungsflächen in Bezug zu den Intensivflächen. Somit konnten allein für letztere die C-Einträge durch die Biomasse zu den Vorräten im Mineralboden in Beziehung gesetzt werden (Tab. 3.3-1).

Fläche	C-Vorrat in der oberirdischen Biomasse (t C·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse (t C·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	C-Vorräte in der Biomasse (t C·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	C-Vorräte im Mineralboden (t C·ha <sup>-1</sup> )
<b>Frische Mähweide</b> Freienorla	0,7	1,4	<b>2,1</b>	<b>68,2</b>
<b>Aue</b> Wernshausen	0,7	1,4	<b>2,1</b>	<b>153,1</b>
<b>Bergwiese</b> Oberweißbach	0,9	3,5	<b>4,4</b>	<b>65,7</b>
<b>Kalkmagerrasen</b> Wechmar	1,2	1,1	<b>2,3</b>	<b>65,2</b>

**Tab. 3.3-1:** Übersicht zu den C-Vorräten in der Biomasse in Bezug zum Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat im Mineralboden der Intensivflächen.

Zwischen 1,4 und 6,2 % (Aue bzw. Bergwiese) des in Boden und Biomasse vorhandenen C waren in der Biomasse festgelegt, wobei die unterirdische Biomasse mit 47,8 bis 79,5 % (Kalkmagerrasen bzw. Bergwiese) dazu beitrug.

Die C-Vorräte im Mineralboden waren für die Intensivflächen mit Ausnahme der Aue ähnlich. Diese verhältnismäßig tiefgründige Auenwiese wies die 2 ½-fache Menge an C im Mineralboden auf.

Auffallend war das Verhältnis der Boden-Kohlenstoffvorräte in Relation zu den C-Vorräten in der Biomasse in der frischen Mähweide und der Bergwiese. Beide Flächen wurden bis in 0,5 m Bodentiefe beprobt und sind hauptsächlich sandig bis schluffig. Die Biomasse-Vorräte an C in der Bergwiese waren jedoch doppelt so hoch wie die auf der Mähweide. Der flachgründige Kalkmagerrasen verfügt über einen diesen beiden Flächen vergleichbaren C-Vorrat im Mineralboden. Der Boden dieser Untersuchungsfläche ist jedoch tonig.

In der Tabelle 3.3-2 werden die Vorräte an Boden-Kohlenstoff und in der unterirdischen Biomasse für die Hauptwurzeltiefen separat betrachtet. Den Erwartungen entsprechend nahm der Anteil des unterirdischen C-Vorrates in der Biomasse am Boden-Kohlenstoffvorrat mit der

der Bodentiefe ab. In der Bergwiese wurde der maximale C-Anteil der unterirdischen Biomasse mit 20 % in den oberen 0,05 m Bodentiefe errechnet, in den anderen Flächen wurden Werte zwischen 1 und 7 % ermittelt.

Fläche	Bodentiefe (m)	Unterirdischer C-Vorrat in der Biomasse ( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	C-Vorrat im Mineralboden ( $t \ C \cdot ha^{-1}$ )	Anteil des unterirdischen C-Vorrates in der Biomasse am Boden-Kohlenstoff-Vorrat (%)
<b>Frische Mähweide</b>	0-0,05	$0,6 \pm 0,03$	$16,5 \pm 2,2$	2,8 - 4,1
Freienorla	0,05-0,10	$0,5 \pm 0,03$	$13,3 \pm 1,1$	3,0 - 4,0
	0,10-0,15	$0,3 \pm 0,03$	$10,6 \pm 0,1$	3,0 - 3,6
<b>Aue</b>	0-0,05	$0,6 \pm 0,09$	$12,5 \pm 2,1$	3,8 - 7,0
Wernshausen	0,05-0,10	$0,5 \pm 0,06$	$10,9 \pm 0,9$	3,4 - 5,2
	0,10-0,15	$0,3 \pm 0,06$	$13,7 \pm 1,5$	1,9 - 3,3
<b>Bergwiese</b>	0-0,05	$1,6 \pm 0,20$	$12,8 \pm 3,7$	8,6 - 20,1
Oberweißbach	0,05-0,10	$1,2 \pm 0,15$	$10,3 \pm 1,2$	8,8 - 14,3
	0,10-0,15	$0,7 \pm 0,12$	$9,9 \pm 3,5$	4,5 - 13,1
<b>Kalkmagerrasen</b>	0-0,05	$0,6 \pm 0,12$	$17,6 \pm 0,9$	2,7 - 4,3
Wechmar	0,05-0,10	$0,4 \pm 0,23$	$20,9 \pm 1,9$	0,9 - 3,5

**Tab. 3.3-2:** Anteil des unterirdischen C-Vorrates in der Biomasse am Boden-Kohlenstoffvorrat im Mineralboden bis in 0,15 m Bodentiefe in den Intensivflächen. Für den C-Vorrat im Mineralboden sowie den unterirdischen C-Vorrat in der Biomasse (aus Tab. A 3.1-4) sind MW  $\pm$  SD vermerkt (n = 3 bzw. n = 5).

Eine vollständige Ökosystembilanz hinsichtlich des Kohlenstoffs kann mit eigenen Daten nicht gezeigt werden, da die Quantifizierung der Bodenatmung und der C-Flüsse im Boden im Rahmen dieser Arbeit nicht beabsichtigt waren. In der Diskussion wird dies jedoch mit Hilfe von Literaturwerten versucht.

### 3.4 Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem Stickstoff ( $N_{min}$ )

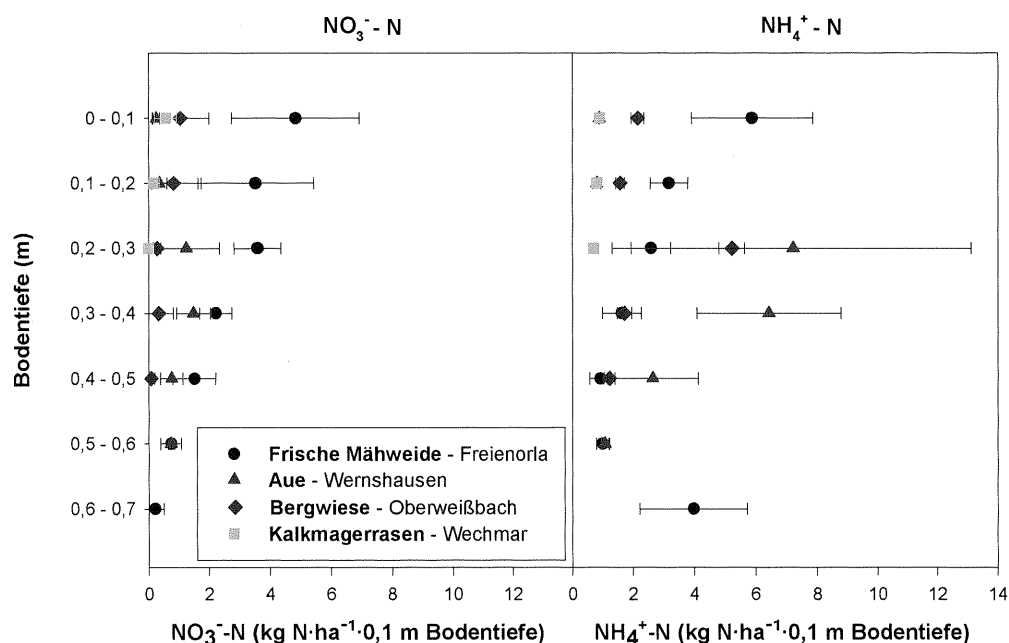
Die Ergebnisse der 2001 vor der Vegetationsperiode durchgeführten  $N_{min}$ -Bestimmung auf den Intensivflächen sind in Tab. 3.4-1 dargestellt.

	Frische Mähweide	Aue	Bergwiese	Kalkmagerrasen
N (kg N·ha <sup>-1</sup> )	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	16,7 ± 1,7	4,9 ± 0,5	2,6 ± 0,4	0,7 ± 0,3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	19,1 ± 1,8	19,0 ± 2,9	11,9 ± 1,6	2,4 ± 0,1
Gesamt-N	35,8 ± 3,3	23,9 ± 3,2	14,5 ± 1,9	3,1 ± 0,6

**Tab. 3.4-1:** Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem N (MW ± SD) zu Beginn der Vegetationsperiode 2001; Einzelwerte in Tab. A 3.4-1.

Die Flächen zeigten erwartungsgemäß eine deutlich unterschiedliche Stickstoffversorgung, wobei das NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Angebot das an NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in allen Flächen überstieg, besonders ausgeprägt in der Bergwiese und der Aue.

Die frische Mähweide und die Aue wiesen mit 35,8 ± 3,3 bzw. 23,9 ± 3,2 kg N·ha<sup>-1</sup> die für die gesamte Beprobungstiefe (siehe Tab. 2.5-1) höchsten N-Gehalte im Boden auf, der Kalkmagerrasen dagegen mit nur 3,1 ± 0,6 kg N·ha<sup>-1</sup> die geringsten. Dieser extreme Unterschied wurde bereits in den oberen Bodenschichten deutlich, so dass es sich nicht ausschließlich um einen Effekt unterschiedlicher Beprobungstiefen handelte (Abb. 3.4-1).



**Abb. 3.4-1:** Versorgung der Intensivflächen mit NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N zu Beginn der Vegetationsperiode 2001 (n = 2, SD, Einzelwerte in Tab. A 3.4-1).

$\text{NO}_3^-$ -N nahm in der frischen Mähweide, der Bergwiese und dem Kalkmagerrasen mit der Tiefe deutlich ab, in der Aue hingegen zeigten die oberen 0,2 m Bodentiefe sehr geringe  $\text{NO}_3^-$ -N-Werte. Die anaeroben Verhältnisse im Pseudogley der Mähweide führten möglicherweise zur Denitrifikation, wodurch  $\text{N}_2$  frei wird.

Die Düngung der Auenwiese im vorhergehenden Sommer mit Kalkammonsalpeter lässt sich als eine das Profil durchlaufende Front des  $\text{NH}_4^+$ -N erkennen. Die frische Mähweide wurde durch die Exkremente der Rinder ebenfalls relativ gut mit  $\text{NH}_4^+$ -N versorgt. Eine Zunahme in der größten Beprobungstiefe von 0,7 m ist möglicherweise durch die letzte Herbstbeweidung im Vorjahr bedingt. Die Bergwiese wird nicht gedüngt, der Kalkmagerrasen extensiv beweidet - beide Flächen zeigten dementsprechend eine eher schlechte N-Versorgung.



## 4 Diskussion der Ergebnisse

### 4.1 Methodische Anmerkungen zur Bestimmung der C-Vorräte in der Biomasse

#### 4.1.1 Oberirdische Biomasse

Der Bestandesabfall (die potenziell abbaubare oberirdische Biomasse) ist nicht durch eine einmalige Beprobung im Jahr erfassbar, da er nutzungs- und flächenabhängigen jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt (SPEIDEL und WEIß, 1972; TRACZYK, 1968). Neben der Kompletternte (wie in der vorliegenden Arbeit) lässt sich mit Hilfe der *paired-plot* - Methode sukzessive die Veränderung der Streumasse bestimmen (COLEMAN und SASSON, 1980; TESAŘOVÁ, 1974). Dabei wird von einer Teilfläche die Streu komplett beseitigt und deren Neubildung der Streu quantifiziert. Die benachbarte Teilfläche dient der Ermittlung der Nettostreuproduktion über einen konkreten Untersuchungszeitraum, schließt also Abbauverluste mit ein. Arbeitsaufwand und der Flächenbedarf sind entsprechend groß.

Die Untersuchung des Abbaus verschiedenster Pflanzenteile mit Hilfe von *litterbags* zählt zu den geläufigen Methoden, die die Summenwirkung der auf den Abbau einwirkenden Faktoren anhand eines Biomasseverlustes widerspiegelt (ERMICH und UNGER, 1968). Sie ist aus standardisierten Abbaueversuchen mit Zellulose oder Baumwolle aus der landwirtschaftlichen Forschung hervorgegangen (HUNDT und UNGER, 1968; KOZOVA et al., 1962; MÜLLER und WINKLER, 1968; TESAŘOVÁ und ÚLEHLOVÁ, 1967; TITLYANOVA, 1991; UNGER, 1960). Daneben gewinnen  $^{13}\text{C}$ - bzw.  $^{14}\text{C}$ -Markierungsexperimente zunehmend an Bedeutung, sind aber weitaus kostenintensiver (MILCHUNAS und LAUENROTH, 1992; SAUERBECK und GONZALES, 1977). *Litterbags* wurden sowohl im Labor bei Inkubationsexperimenten (KOEPE, 1956; KUZJAKOV et al., 1999b) als auch im Freiland angewandt.

Die wiederholte Kritik an deren Verwendung bezieht sich zum Einen auf die Wahl der Maschenweite, zum Anderen auf die durch die unnatürlich hohe Streuakkumulation hervorgerufenen Mikroklimata, welche die realen Abbaubedingungen nicht entsprechend abbilden (ANDRÉN, 1987; COLEMAN und SASSON, 1980).

In der Grünlandforschung ist eine Maschenweite von 1 mm weit verbreitet (ANDRÉN, 1987; BLOEMHOF und BERENDSE, 1995; HENRIKSEN und BRELAND, 1999; KOUKOURA et al., 2003; PARFITT et al., 2001). In wenigen Studien wurde mit einer kleineren Maschenweite gearbeitet, z. B. mit 0,3 mm für *Molinia caerulea* und *Erica tetralix* (VAN VUUREN et al., 1992). Da jedoch nach eigenen Tests nicht abbaubedingte Biomasseverluste durch das 1 mm Gewebe

möglich waren, wurde in dieser Untersuchung mit einer Maschenweite von 0,5 mm gearbeitet.

Die Wahl der Maschenweite hat einen großen Einfluss auf das sich in den *litterbags* einstellende Mikroklima. Der Wasseraustausch zwischen *litterbag* und Umgebung wird auch durch die dichte Streupackung beeinträchtigt: Durchfeuchtung und Abtrocknen werden durch das Gewebe erschwert, wodurch sich zudem ein anderes Temperaturregime einstellt (BLOEMHOF und BERENDSE, 1995). Die Luftzirkulation im Pflanzenmaterial wird ebenfalls behindert (KALBURTJI et al., 1998). Somit können die ermittelten Daten zwar relativen Vergleichen dienen, die absolute Übertragung auf das Ökosystem muss dagegen abgewogen werden. So war z. B. der Abbau von *Molinia caerulea* in *litterbags* deutlich langsamer als der des in Bündeln ausgebrachten Materials (VAN VUUREN et al., 1992).

Eine Konsequenz der Maschenweitenwahl ist die Selektion der am Abbau beteiligten Organismen (BRADFORD et al., 2002; SEASTEDT, 1984; VERHOEF und BRUSSARD, 1990). HOUSE und STINNER (1987) untersuchten diesen Zusammenhang anhand einer Serie unterschiedlicher Maschenweiten von 0,05 mm bis 5 mm mit *Trifolium incarnatum*, *Vicia villosa* und *Secale cereale* und konnten lediglich einen Trend in Richtung eines langsameren Abbaus in den weitmaschigeren *litterbags* durch eine geringere Feuchte feststellen. Auch CURRY (1969) bestätigte für ein *Agrostis tenuis* - *Festuca rubra* - Grasland, dass es zwischen *litterbags* mit 0,003 und 7 mm Maschenweite keine signifikanten Unterschiede bezüglich des Masseverlustes gab; es waren lediglich verschiedene Gruppen von Destruenten am Streuabbau beteiligt: bei engmaschigen *litterbags* Collembolen und Enchyträen, in den weitmaschigen hatten alle Invertebraten (auch Lumbriciden) Zugang zum Pflanzenmaterial. Fraglich ist jedoch, wie ein methodisch bedingter Biomasseverlust im Falle der große Maschenweite von 7 mm vermieden wurde. Dieselbe Kritik muss bei Anwendung von 4,7 mm-*litterbags* für die Abbauversuche mit *Agrostis capillaris*-Material angebracht werden (BRADFORD et al., 2002). Dahingegen wiesen VOSSBRINCK et al. (1979) einen deutlich reduzierten Abbau (um 50 %) von *Bouteloua gracilis* in *litterbags* mit einer Maschenweite von 0,05 gegenüber 1 mm nach. Einen umfassenden Überblick über die Größenklassen der Bodenfauna geben VERHOEF und BRUSSARD (1990).

Eine zu dichte Packung verringert unabhängig von der Maschenweite zusätzlich die Angriffsflächen für die Bodenorganismen (CURRY, 1969).

Die Exposition der *litterbags* ist entweder auf der Bodenoberfläche (BLOEMHOF und BERENDSE, 1995; TESAŘOVÁ, 1974; TRACZYK, 1968) oder im Boden möglich (HEATH et al., 1966; HENRIKSEN und BRELAND, 1999). ANDRÉN (1987) konnte für *Hordeum distichum*, *Me-*

*dicago sativa* und *Festuca pratensis* einen schnelleren Abbau im Boden als in den auf der Bodenoberfläche platzierten *litterbags* beobachten. SEASTEDT et al. (1992) verweisen für *Andropogon gerardii* ebenfalls auf deutlich unterschiedliche Masseverluste in Abhängigkeit von der Platzierung des Pflanzenmaterials in oder oberhalb der Streuschicht. Eine Abdeckung mit Pflanzenmaterial hatte dagegen auf den Masseverlust von Weizenstroh keinen Einfluss (COLLINS et al., 1990).

Eine zu geringe Expositionsdauer birgt das Risiko einer unvollständigen Besiedlung des Probenmaterials mit Pilzen und Bakterien in sich, wie SMITH und BRADFORD (2003) für *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus* und *Agrostis capillaris* nachweisen konnten, indem sie die Masseverluste nach 30 und 60 Tagen verglichen. Dieser Fakt beeinflusste somit in der vorliegenden Studie möglicherweise die Absolutverluste in den ersten beiden Versuchsintervallen, für die Endaussage ist diese Feststellung wiederum nicht von Bedeutung.

#### 4.1.2 Unterirdische Biomasse

Trotz der großen Anzahl an Bearbeitern, die sich der Ermittlung der unterirdischen Biomasseproduktion in unterschiedlichen Ökosystemen im Laufe der letzten Jahrzehnten widmeten, ist dieser Bereich das methodisch am meisten umstrittene und somit am wenigsten erschlossene Gebiet der Ökosystemforschung (CHENG et al., 1990; GILL, 2002). Die Gründe dafür wurden auch im Rahmen dieser Arbeit schnell offensichtlich. Zum Einen dienten verschiedenste, nicht in jedem Fall vergleichbare Methoden der Bestimmung der Wurzelbiomasse, zum Anderen unterliegt die unterirdische Biomasseentwicklung einem jahreszeitlichen Zyklus, so dass Zeitpunkt und Frequenz der Probenahme einen großen Einfluss auf die beobachtete Wurzelproduktion haben und zudem das Verhältnis von lebender zu toter Wurzelmasse variiert.

Bei der mit dem geringsten materiellen Aufwand verbundenen, und deshalb häufig angewandten Methode wird anhand von Bohrungen die Gesamt-Wurzelbiomasse auf der Versuchsfläche zu einem konkreten Zeitpunkt bestimmt (u. a. BOEKER, 1974b; DICKINSON, 1982; FIALA, 1979; FIALA und ZELENÁ, 1991; HANSSON und ANDRÉN, 1986; NILSSON, 1970; SPEIDEL und WEIß, 1972; STEEN, 1985). Wiederholungen im Jahresverlauf führen bei hoher Probenahmefrequenz zu einem gut aufgelösten Bild eines Jahresganges. Die Anzahl der Wiederholungen bei jeder Probenahme sollte sich zudem nach den Bewurzelungstypen in dem zu untersuchenden Ökosystem richten (OPITZ VON BOBERFELD, 1972; TAYLOR et al., 1991). Die Wurzeln werden aus den Bodensäulen herausgewaschen und deren Masse oder Länge bestimmt. Eine weitere Möglichkeit der Quantifizierung besteht in der Zählung der Wurzeln auf dem

Querschnitt einer Bruchfläche durch die Bodensäule (DREW und SAKER, 1980). Modernere, kostenintensivere, aber ebenfalls mit Fehlern behaftete Ansätze beschreiben die Beobachtung des Wurzelwachstums mit Hilfe in den Boden eingeführter Rhizotrone in Verbindung mit Videoaufzeichnungen (AERTS et al., 1989, 1992; CHENG et al., 1990; SMUCKER, 1991).

Genaue Aussagen zum Wurzelumsatz in einem Ökosystem erfordern Daten zum Wurzelbiomasse-Zuwachs und zum -Abbau innerhalb einer Beobachtungsperiode (HANSSON und STEEN, 1984). Da die optische Unterscheidung von lebendem und abgestorbenem Material, auch mit Hilfe eines Binokulares, immer mit Entscheidungsproblemen behaftet ist und zudem sehr viel Zeit in Anspruch nimmt, wurde in der Vergangenheit auch auf Färbemethoden zurückgegriffen (FIALA und STUDENY, 1987; FIALA und ZELENÁ, 1991; KNIEVEL, 1973; TESAŘOVÁ et al., 1982) oder der lebende Anteil eines Wurzelsystems über dessen Proteinzusammensetzung bestimmt (HELAL, 1991).

Der Wurzelzuwachs innerhalb eines Beprobungsintervalls wird vielfach mit Hilfe von *ingrowth cores* ermittelt (HANSSON und ANDRÉN, 1986; NEILL, 1992; STEEN, 1985), der *in situ* Abbau anhand von Wurzel-*mesh bags* (BERG et al., 1987; JAKUBCZYK, 1976; MORETTO et al., 2001; RYCHNOVSKÁ, 1993; VAN VUUREN et al., 1992; WAID, 1974). Inkubationsexperimente im Labor liefern vergleichende Aussagen zum Abbau unter konstanten Bedingungen, sind jedoch auf Freilandbedingungen nur begrenzt übertragbar (BERG et al., 1987; GORISSEN et al., 1995; KLIMANEK, 1990). Verschiedentlich werden *microcosm*-Versuche zum Studium des unterirdischen Biomasseabbaus als Standardmethode propagiert (TAYLOR und PARKINSON, 1988). Daneben erlangen Methoden, die auf  $^{13}\text{C}$  bzw.  $^{14}\text{C}$ -Markierungen zur Bestimmung des Umsatzes in der Rhizosphäre basieren, zunehmend an Bedeutung (KUZYAKOV et al., 1999a; MILCHUNAS und LAUENROTH, 1992; VAN VUUREN et al., 2000). Eine umfassende Auseinandersetzung mit der Methodik der Wurzelbiomasse-Bestimmung geben (BÖHM, 1979; JOHNEN, 1974; KALBURTI et al., 1998; MILNER und HUGHES, 1970; NAJMR, 1957; NEILL, 1992; SINGH et al., 1984; TAYLOR et al., 1991; VOIGTLÄNDER und VOSS, 1979).

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte die Bestimmung der Gesamt-Wurzelbiomasse durch die Entnahme von Bodensäulen mit einem Bohrer, da die Beprobung der Flächen sowie die zur Routine entwickelte Auswaschprozedur (vgl. AMATO und PARDO, 1994; FIALA und STUDENY, 1987; FIALA und ZELENÁ, 1991; HANSSON und STEEN, 1984; KOTAŃSKA, 1975; NILSSON, 1970; TESAŘOVÁ et al., 1982) mit akzeptablen Aufwand zu bewerkstelligen waren. So konnten mit einer gewissen Absicherung durch je acht Wiederholungen (vgl. BOEKER, 1974b; CANODE et al., 1977; OPITZ VON BOBERFELD, 1972; PILÁT, 1969; STEEN, 1985; VOIGTLÄNDER und VOSS, 1979) zuverlässige Daten zur Abschätzung der unterirdischen Biomasse gewonnen

werden. Durch die mit Literaturwerten gut übereinstimmenden Angaben zur Gesamt-Wurzelbiomasse kann die wiederholte Kritik an der Methode, die sich auf hohe Verluste an Feinwurzeln während des Auswaschens der Wurzeln bezieht (AMATO und PARDO, 1994; VAN NOORDWIJK, 1979), nicht angenommen werden. KUZYAKOV et al. (1999a) geben z. B. Verluste von 90 % an; SINGH et al. (1984) wiesen dahingegen eine Überschätzung der unterirdischen Biomasse mittels Auswaschung gewonnener Daten nach. Ein großer Tongehalt erschwert zwar die Isolierung der Wurzeln aus dem Boden (WIELGOLASKI, 1976), führt aber bei entsprechender Sorgfalt nicht zwangsläufig zu falschen Ergebnissen.

Da nicht der exakte Vergleich zwischen Untersuchungsflächen beabsichtigt war, wurden die Anzahl der Wiederholungen und das Verhältnis von Aufwand zu Aussagewert der Daten als gerechtfertigt eingeschätzt.

Die Beprobung bis in 0,15 m Bodentiefe sollte den Hauptanteil an Wurzeln in den Grasländern erfassen, was durch deren hohen Anteil in den oberen 0,05 m Bodentiefe und die deutliche Abnahme in größeren Tiefen bestätigt wurde. FIALA (1990) konnte in einer Serie unterschiedlich feuchter Wiesengesellschaften in der Tschechischen Republik einen Wurzelanteil von 67 bis 89 % in den oberen 0,1 m Bodentiefe nachweisen. Das gleiche Bild lieferten weitere Untersuchungen an verschiedensten Grünlandökosystemen (DAHLMAN, 1968; FIALA, 1979; JOHNEN, 1974; KMOCH, 1952; KOTAŃSKA, 1970, 1975; PLEWCZYŃSKA-KURAŚ, 1976; SPEIDEL, 1973; TATE, 1987). Zudem konnte in der vorliegenden Untersuchung kein Zusammenhang zwischen der maximalen Beprobungstiefe und den im Rahmen der Probengewinnung für die Boden-Kohlenstoffanalyse gewonnenen unterirdischen Gesamt-Biomassedaten aller Flächen festgestellt werden.

Für die Abschätzung des Beitrages der unterirdischen Biomasse zum C-Eintrag in Ökosysteme ist die Kenntnis der Dynamik des Wurzelsystems im Jahresverlauf unerlässlich. Dazu zählen die Ermittlung der jährlichen Zuwachs- bzw. Abbauraten, die experimentell weder anspruchlos noch fehlerfrei durchführbar sind. Die Zuwachsbestimmung mit Hilfe von *ingrowth cores* muss kritisch betrachtet werden (KUZYAKOV et al., 1999b). Es wird ein wurzel- und damit konkurrenzfreier Raum geschaffen, der nach einer *lag*-Phase (bei richtiger Auswahl der Maschenweite) das Wurzelwachstum erleichtert, wenn nicht sogar fördert (STEEN, 1984). Dafür spricht die über das längere Winterintervall relativ stark zugewachsene Wurzelbiomasse v. a. in der frischen Mähweide. Die Optimaltemperatur liegt zudem für das Wurzelwachstum unter dem der oberirdischen Biomasse (LARCHER, 2001). Im entsprechenden Zeitraum wurden in den Intensivflächen in 0,15 m Bodentiefe zwischen 3 und 4 °C gemessen. Oft entspricht das Bodenmaterial nicht dem umliegenden, insbesondere hinsichtlich

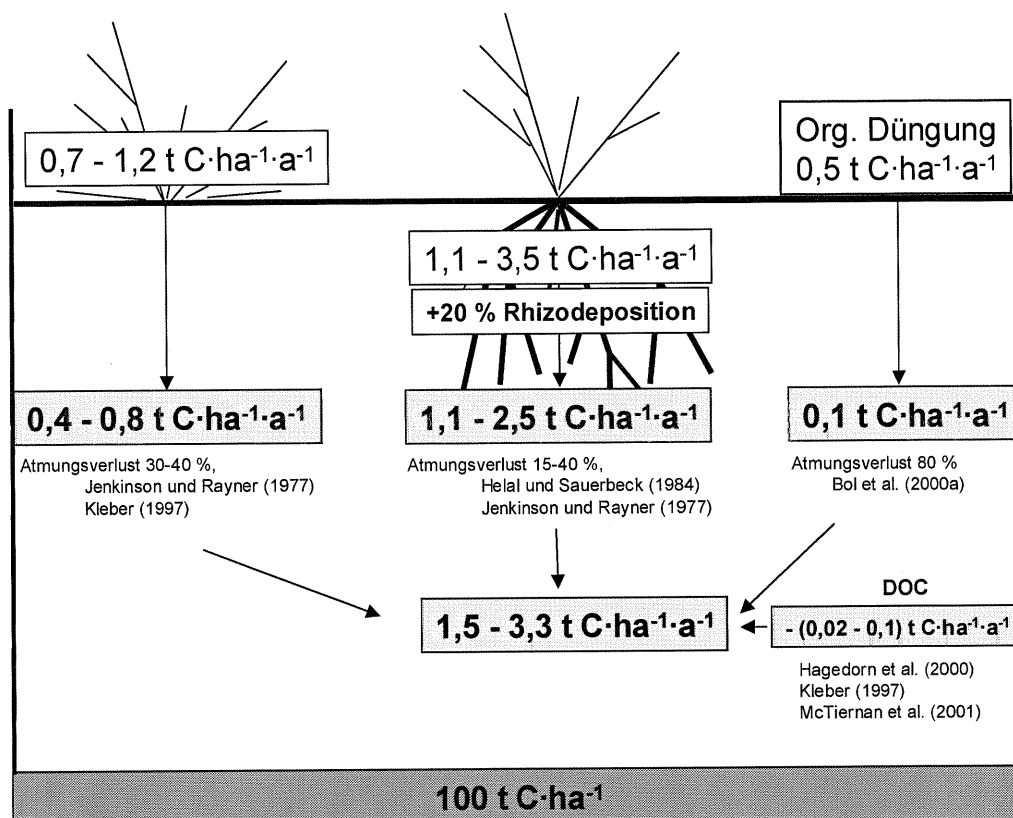
Lagerungsdichte, Nährstoffangebot, Durchlüftung und Wasserbindungsfähigkeit. Darüber hinaus werden die umliegenden Wurzeln bei der Installation mechanisch beschädigt, was ihr Wachstumsverhalten zusätzlich beeinflusst.

## ***4.2 Die Boden-Kohlenstoffvorräte ausgewählter Flächen des Thüringer Grünlandes***

Die Selektion von 21 Grasländern, die im Rahmen dieser Arbeit der genaueren Untersuchung, vor allem des C-Vorrates im Mineralboden, unterzogen worden sind, sollte die Wiesen, Weiden und Mähweiden Thüringens repräsentieren. Da es sich hier um kein einheitlich strukturiertes Untersuchungsgebiet handelte (Kap. 2.2), waren die Flächen hinsichtlich ihrer bodenbildenden Faktoren sehr unterschiedlich. Die geomorphologische Vielfalt brachte es zum Einen mit sich, dass sich die Flächen auf diversen Ausgangssubstraten entwickelten, zum Anderen, als Folge dessen, tiefgründige Auen in 180 m üNN ebenso inbegriffen waren wie flachgründige, skelettreiche Grünländer bis in 780 m üNN. Dauergrünländer und Ansaatflächen sollten gleichermaßen einbezogen werden. Diese Absichten lassen vermuten, dass hier ein Überblick über die Variabilität der Boden-Kohlenstoffvorräte gegeben wurde, die statistische Absicherung von Trends der den Vorrat beeinflussenden Faktoren jedoch durch die genannte Berücksichtigung verschiedenster Aspekte der Flächenauswahl nicht in großem Umfang erwartet werden konnte, zumal auch optisch relativ homogen erscheinende Grünländer hinsichtlich der C-Vorräte recht kleinräumige Unterschiede aufweisen können. Neben CONANT und PAUSTIAN (2001a), die Abweichungen von 20 % in einem uniformen Feld angeben, deuteten ebenso die verhältnismäßig großen Fehler in den Vorräten bis in 0,3 m Bodentiefe, die auf einer Fläche von ca. 1 m<sup>2</sup> ermittelt wurden, darauf hin.

### 4.2.1 Bilanzierung der Kohlenstoff-Flüsse im Grünland

Mit der Quantifizierung der maßgeblichen C-Vorräte in den untersuchten Grünlandökosystemen war die Grundlage für eine C-Bilanz geschaffen (Abb. 4.2-1). Nicht ermittelte Flüsse und Größen wurden aus der Literatur entnommen.



**Abb. 4.2-1:** Bilanzierung der jährlichen C-Einträge durch die Biomasse (nur Intensivflächen) und organische Düngung (hellgrau unterlegt). Atmungsverluste sowie der Austrag an DOC (dissolved organic carbon) wurden aus der Literatur übernommen. Der C-Vorrat im Mineralboden entspricht dem Mittel aller untersuchten Thüringer Grünländer.

Die Größe der Vorräte in den einzelnen Kompartimenten und die sich daraus ergebenden C-Flüsse im Boden werden nun im Anschluss getrennt diskutiert:

- 1) In der potenziell abbaubaren oberirdischen Biomasse waren in den Intensivflächen zwischen  $0,7$  und  $1,2 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  lokalisiert (Kap. 4.2.1.1).
- 2) Der C-Vorrat in der unterirdischen Biomasse der Intensivflächen lag zwischen  $1,1$  und  $3,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Kap. 4.2.1.2).
- 3) Durch organische Düngung stehen für eine extensiv genutzte Fläche (typisch für das Thüringer Grünland) weitere  $0,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  als C-Quelle zur Verfügung (Kap. 4.2.1.3).

- 4) Der Austrag an DOC (dissolved organic carbon) wird mit  $0,02\text{--}0,1 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  angenommen (Kap. 4.2.1.4).
- 5) Der mittlere C-Vorrat im Mineralboden aller 21 Untersuchungsflächen lag bei  $100 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Kap. 4.2.1.5).

#### 4.2.1.1 Oberirdische Biomasse

Für die Intensivflächen konnten jährliche mittlere Streumengen von  $2,2 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  in der Aue bis  $4,5 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  im Kalkmagerrasen ermittelt werden. TESAŘOVÁ (1974) gibt in Übereinstimmung mit ÚLEHLOVÁ (1973) für alluviale Wiesen eine Streuakkumulation während der Wachstumsperiode von bis zu  $8,0 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$  an. Trocknere Gesellschaften mit einer an sich geringeren oberirdischen Biomasseproduktion erreichten hingegen nur  $1,4 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ . Des Weiteren ist die Anreicherung von abbaubarer Biomasse von der die Nutzungsintensität bedingenden Produktivität abhängig, da häufiges Mähen und Beweiden den Austrag an Pflanzmaterial erhöhen und somit dem System abbaubares Material entziehen (DICKINSON, 1974). KALINOWSKA und MOCHNACKA-LAWACZ (1976) konnten in einer ungedüngten Wiese eine jährliche Streumenge von  $3,8$  bis  $5,7 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  ermitteln, in intensiver bewirtschafteten Weiden dagegen nur die Hälfte (vgl. auch LECAIN et al., 2000; NAETH et al., 1991).

Die Thüringer Untersuchungsflächen zeigten dieselbe Tendenz: Die frische Mähweide in Freienorla und die Auenwiese zeichneten sich durch eine fast um die Hälfte geringere potenziell abbaubare oberirdische Biomasse aus ( $2,4$  bzw.  $2,2 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ), vergleicht man sie mit den Extensivflächen in Oberweißbach (Bergwiese) und dem Kalkmagerrasen in Wechmar ( $3,2$  bzw.  $4,5 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

Untersuchungen an Grasländern zunehmender Nutzungsintensität und Nährstoffversorgung konnten die Abnahme des jährlichen Bestandesabfalls von einem ungenutzten Polygalonardetum hin zu mit zwei bis drei Schnitten intensiv genutzten, gedüngten oder rekultivierten Flächen, dominiert von *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* und *Phleum pratense*, mit  $5$  auf  $0,9 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  ebenfalls zeigen (RYCHNOVSKÁ, 1993). Junge Ansaatflächen mit einer weniger dichten Grasnarbe produzieren geringere Streumengen als etablierte Weiden (RUTKOWSKÁ et al., 1976).

In der Literatur liegen keine Hinweise auf die Bedeutung der Moosschicht für den oberirdischen C-Eintrag an vor. Vor allem im Kalkmagerrasen in Wechmar konnte ein Anteil von  $15\text{--}50\%$  an der potenziell abbaubaren Streu ermittelt werden. Auf dieser Weide war ein nahezu geschlossener Moosfilz ausgeprägt. Zukünftige Forschungsansätze vor allem auf Flächen mit geringer Nutzungsfrequenz - in Thüringen ist gerade in unternutzten Flächen die verstärk-



te Ausbildung von Moosschichten zu beobachten (HOCHBERG, 2003) - sollten diesen Aspekt für die Quantifizierung des oberirdischen Biomasseeintrags berücksichtigen und die Abschätzung aufgrund von landwirtschaftlichen Ertragsdaten hinterfragen, zumal auch die Abbauraten für die ein *Stellario-Deschampsietum* besiedelnden Moose deutlich geringer waren als für die Krautigen dieses Systems (TRACZYK, 1968).

Der Abbau der oberirdischen Biomasse auf der Bodenoberfläche wurde für Monokotyle in *litterbags* in den Intensivflächen untersucht. Dabei zeichneten sich der Kalkmagerrasen und die Bergwiese durch den geringeren jährlichen Masseverlust von jeweils 63 % aus, in der frischen Mähweide und der Aue waren bei Versuchsende 70 % der Ausgangsmasse zersetzt. Dieser Anteil stimmt sehr gut mit den Angaben von TESAŘOVÁ in KLEBER (1997) überein, die 75 % für den jährlichen Masseverlust der oberirdischen Biomasse in einem *Nardetum* angibt. Die restlichen, nicht im Abbau begriffenen, 30-40 % könnten der Tätigkeit der Regenwürmer zugeschrieben werden, die diese in den Mineralboden einarbeiten, da in keinem der untersuchten Flächen eine Anreicherung von organischem Material auf der Bodenoberfläche beobachtet werden konnte. Beispielsweise wurden in einer Streuobstwiese von *Lumbricus terrestris*  $1,2 \text{ t}_{\text{TM}} \cdot \text{ha}^{-1}$  Blätter über den Winter eingearbeitet (EDWARDS und LOFTY, 1977). Ohne die Bioturbation nahm der Boden-Kohlenstoffvorrat auch in einer Savanne über einen Zeitraum von 50 Jahren um  $35 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  signifikant ab (LAVELLE et al, 1998).

Der oberirdische Abbau des Pflanzenmaterials war neben den in Kap. 4.1.1 erwähnten methodischen Vorgaben maßgeblich von weiteren Faktoren abhängig (WILLIAMS und GRAY, 1974): Zum Einen bestimmen streueigene Charakteristika den Abbau (CORNELISSEN, 1996), zum Anderen die abiotischen Gegebenheiten der Untersuchungsfläche.

Die Aussagekraft des C/N-Verhältnisses in Zusammenhang mit Abbauprozessen wird sehr kontrovers diskutiert. In der vorliegenden Untersuchung kann keine gesicherte Aussage dazu getroffen werden, da die Anzahl der Intensivflächen zu gering war. Jedoch variierte das C/N-Verhältnis der abbaubaren oberirdischen Biomasse zwischen 15,3 in der Aue und 24,1 in der Bergwiese. Den größten Masseverlust Monokotyler in den *litterbags* zeigte sich jedoch jeweils in den Flächen mit dem engsten C/N-Verhältnis. Als eine grundlegende Einflussgröße mit großen Vohersagepotenzial für Abbauprozesse wird es von COLLINS et al. (1990), KOUKOURA et al. (2003), TAYLOR et al. (1989) und UNGER (1968) herausgestellt, als weniger bedeutsam von KLIMANEK (1990) und VOSSBRINCK et al. (1979). BLOEMHOF und BERENDSE (1995) geben für das C/N-Verhältnis der mit dem Pflanzenmaterial assoziierten mikrobiellen Biomasse Werte zwischen 8,8 und 12,5 an, je nach Zersetzungsgrad des Materials. Hierdurch erklärt sich die Bevorzugung von Streu mit einem engerem C/N-Verhältnis.

Im Laufe des durch eine exponentielle (oder logarithmische Kinetik) zu beschreibenden Zersetzungsprozesses (ANDRÉN et al., 1993; JAKUBCZYK, 1976; KUZYAKOV et al., 1999b; SAUERBECK und GONZALES, 1977; VOSSBRINCK et al., 1979; WIEDER und LANG, 1982) wird das C/N-Verhältnis der Streu enger und gleicht sich dem des Bodens an (VAN VUUREN et al., 1992; WEDIN und TILMAN, 1996). Für die in dieser Arbeit analysierten Flächen konnte anfangs jeweils eine Zunahme des C/N-Verhältnisses gegenüber dem Ausgangsmaterial festgestellt werden. Erst nach einer ca. 100 tägigen Exposition setzte die Abnahme dieses Verhältnisses ein, in der Bergwiese sogar wesentlich später. Dies wird durch verschiedene Prozesse bedingt: Einerseits werden anfangs leicht wasserlösliche, N-haltige Substanzen abgebaut, bevor Strukturmaterial, zellulose- und ligninreiche Zellwände (COLLINS et al. 1990; KUZYAKOV ET AL., 1999b), mit einem für die Mikroorganismen ungünstigen C/N-Verhältnis, zersetzt werden. Andererseits bewirkt die Besiedlung des Materials durch die Bodenflora und -fauna eine zwischenzeitliche Anreicherung von N (COLLINS et al., 1990; VAN VUUREN et al., 1992; WEDIN und TILMAN, 1996), die sich in der vorliegenden Arbeit durch den leichten Anstieg der N-Konzentration im Versuchsverlauf ausdrückte. Das Ausmaß des absoluten Masseverlustes stand in positiver Beziehung zur Ausgangskonzentration des N im Pflanzenmaterial (vgl. auch BLOEMHOF und BERENDSE, 1995). Im Kalkmagerrasen war der anfängliche N-Verlust im Vergleich zu den restlichen Flächen, bedingt durch die geringe N-Konzentration im Ausgangsmaterial (1,8 %) geringer, was das Pflanzenmaterial für Destruenten unattraktiver macht (HENDRIKSEN, 1990; MORETTO et al., 2001).

Positive Korrelationen des Masseverlustes von Probematerial zur N-Konzentration im Ausgangsmaterial werden von KOUKOURA et al. (2003), SCHLESINGER (1977), TAYLOR et al. (1989) sowie TRIPATHI und SINGH (1992) ebenso erwähnt wie auch zum Mineralstoffgehalt, z. B. P, K, S (KOUKOURA et al., 2003; SCHRÖDER und GEWEHR, 1977; TAYLOR et al., 1989). Wahrscheinlich aber ist das Lignin/N-Verhältnis oder einzig der Ligningehalt des Pflanzenmaterials wichtiger, da beide z. B. bei BERG und MEENTEMEYER (2002), CORNELISSEN (1996), KOUKOURA et al. (2003) und VAN VUUREN et al. (1992) negativ mit dem Masseverlust korreliert waren. Daraus lässt sich ein intensiverer Abbau von Dikotylen als von Monokotylen und holzigen Pflanzen ebenso ableiten (CORNELISSEN, 1996) wie auch Unterschiede zwischen Stängeln und Blättern (BLOEMHOF und BERENDSE, 1995; KOUKOURA et al., 2003). Somit können die in dieser Arbeit ermittelten Abbauraten und den daraus abgeleiteten C-Einträgen relativen Vergleichen dienen, absolute Aussagen sollten jedoch als Abschätzungen formuliert werden.

Der parallel zum Masseverlust verlaufende C-Verlust erreichte in dieser Untersuchung ebenfalls zwischen 60 und 70 %, flachte nach der anfänglichen Phase hoher Verluste bis ca. 100 Tage nach Versuchsbeginn jedoch ab. In den Niederlanden wurden von BLOEMHOF und BERENDSE (1995) für *Arrhenatherum elatius*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* und *Anthoxanthum odoratum* substanzielle C-Verluste während des ersten Versuchsmonats (Juli) von 45 % ermittelt. Nach Abschluss des zweiten Jahres war in diesem Experiment nahezu kein C mehr nachweisbar. Eine in SO-Norwegen durchgeführte Studie zum Abbau von *Hordeum vulgare* (Stroh), *Lolium multiflorum* (Blätter) und *Trifolium repens* (Blätter) gibt für eine einjährige Abbauperiode von in den Boden vergrabenen *litterbags* einen C-Verlust von 51, 82 bzw. 92 % an. Diese Werte für die Blätter liegen über den in dieser Arbeit ermittelten Raten, was zum einen den schnelleren Abbau im Boden gegenüber auf der Bodenoberfläche exponierten *litterbags* unterstreicht, zum anderen den schnellen Abbau von N-reicheren Dikotylen bestätigt (ANDRÉN, 1987; BLOEMHOF und BERENDSE, 1995; HENRIKSEN und BRELAND, 1999; VAN VUUREN et al., 1992).

In der Bergwiese in Oberweißbach könnte u. a. auch die vergleichsweise schlechte N-Versorgung der Fläche (KERSCHBERGER, 1993) für den geringeren Abbau verantwortlich gewesen sein, die Auswirkungen auf die Bodenfauna und -flora haben kann. Ein hoher Gehalt an organischer Bodensubstanz stimuliert zudem die Zersetzung von Pflanzenmaterial, da hier Destruenten bereits angesiedelt sind (KOEPP, 1956; KALINOWSKA und MOCHNACKA-LAWACZ, 1976).

Desweiteren verzögerte in dieser Bergwiese die geringere Jahresdurchschnittstemperatur in Luft und Boden den Abbauprozess (vgl. auch KIRSCHBAUM, 1995). Ein Hinweis darauf ist zudem in KOTAŃSKA (1975) zu finden, die für *Nardus stricta* einen ebenfalls geringen Masseverlust von 50 % während der Vegetationsperiode für eine in 960 m üNN gelegene Fläche angibt. Inwieweit zusätzlich die relativ hohe Bodenfeuchte möglicherweise hemmend wirkte, kann nicht abgeschätzt werden.

Die Bodentemperatur wirkt eher auf die Geschwindigkeit des Abbaus (MÜLLER und WINKLER, 1968), während der Zersetzungsgrad, beispielsweise von Weizenstroh, hingegen eng mit der Feuchte korreliert war (ANDRÉN et al., 1993). Letztere ist für die Besiedlung mit Pilzen entscheidend (WILLIAMS und GRAY, 1974). Teilweise ist die Bodenfeuchte durch die Bodenart bedingt: Der Abbau in Flächen mit tonigeren Böden, deren Wasserhaltefähigkeit größer ist, verlief für *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra* und *Anthoxanthum odoratum* schneller als auf solchen mit sandigen, durchlässigen Boden (BLOEMHOF und BERENDSE, 1995). Gleichzeitig ist die Durchlüftung des Bodens an die Bodenart gekop-

pelt (MÜLLER und WINKLER, 1968). In der Summe fördert insbesondere der häufige Wechsel von Trockenheit und Feuchte den Zersetzungsprozess (SAUERBECK, 1968).

HUNDT und UNGER (1968), TESAŘOVÁ (1970, 1972, 1974), TESAŘOVÁ und ÚLEHLOVÁ (1967) und ÚLEHLOVÁ (1976) konnten übereinstimmend einen schnelleren Abbau, hauptsächlich durch Bakterien, in feuchteren, alluvialen Wiesengesellschaften im Vergleich zu trockeneren Grünländern beobachten. Die Masseverluste in der Fuchsschwanzwiese in der Werra-Aue waren dementsprechend relativ groß.

Eine zunehmende Bodenazidität hemmt bekanntermaßen den Abbau (BÖHLER, 1940; MÜLLER und WINKLER, 1968; CAMBARDELLA und ELLIOTT, 1993), so z. B. von *Dactylis glomerata* und *Vicia villosa* (KALBURTJI et al., 1998). Dieser Parameter kommt für die Erklärung der geringeren Masseverluste in der Bergwiese ebenfalls in Betracht, da hier der pH-Wert mit 4,3 bis 4,8 am kleinsten war. Die in gekalkten Weiden nachweislich hochdiverse und aktivere Mikroorganismenpopulation unterstreicht diese Tendenz (WEBSTER et al., 2000).

Die weiteren Abbauprozesse im Mineralboden wurden in dieser Arbeit nicht untersucht. JENKINSON und RAYNER (1977) sowie KLEBER (1997) geben für Umsetzungsversuche an, dass zwischen 60 und 70 % des in den Boden eingetragenen C aus der oberirdischen Biomasse nach einem Jahr im Boden verbleiben und nicht veratmet werden. Somit können durch die Ernterückstände in den Intensivflächen jährlich zwischen 0,4 und 0,8 t C·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> dem Bodenkohlenstoffvorrat zugeführt werden.

#### 4.2.1.2 Unterirdische Biomasse

Auf den Intensivflächen konnten zwischen 7,8 und 20,6 t<sub>TM</sub>·ha<sup>-1</sup> unterirdische Gesamt-Biomasse an den einzelnen Beprobungsterminen bis in 0,15 m Bodentiefe isoliert werden. Die verhältnismäßig intensiv, hauptsächlich durch Beweidung genutzte und gut mit N versorgte frische Mähweide zeichnete sich durch die geringste unterirdische Biomasse aus. Hingegen wurde in der extensiv genutzten, N-ärmeren, zudem in 760 m üNN relativ hoch gelegenen Bergwiese die größte unterirdische Gesamt-Biomasse ermittelt. Diese Werte stehen in guter Übereinstimmung mit den in Tab. 4.2-1 zusammengefassten Literaturangaben. Auf nährstoffarmen Böden ausgebildete, extensiv genutzte Grünlandgesellschaften, wie z. B. ein Polygalonardetum, weisen ein stark ausgebildetes Wurzelsystem auf, das eine Biomasse von 20-30 t<sub>TM</sub>·ha<sup>-1</sup> erreichen kann (FIALA, 1979; FIALA und STUDENY, 1987).

Grünlandtyp	Methode	Unterirdische Gesamt-Biomasse ( $t_{TM} \cdot ha^{-1}$ ) und (Beprobungstiefe (m))	Nettoprimärproduktion ( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	Jährlicher Umsatz des gesamten Wurzelsystems (%) bzw. Angaben zur Lebensdauer von Wurzeln und Abbau	Verhältnis lebende/abgestorbene Wurzelbiomasse	Quelle
?		16 - 37		52 - 60 %, in feuchteren und trockeneren bis 20 %	0,21 - 1,56, lebende Wurzelbiomasse zwischen 9 und 20 $t_{TM} \cdot ha^{-1}$ , in feuchten Wiesen max. 50-60 $t_{TM} \cdot ha^{-1}$	FIALA (1990)
Alluviale Wiesen, Tschechische Republik	5	10 - 20 (0,25)				JAKLOVÁ (1968)
Alluviale Grasländer, unterschiedliche Feuchtestellungen, Tschechische Republik			3,9 - 8,8			RYCHNOVSKÁ (1976)
Stellario-Deschampsietum, Polen	5		3,0			KALINOWSKA und MOCHNACKA-LAWACZ (1976)
Arrhenatheretum elatioris, Tschechische Republik	1	6 - 10 (0,32)				PILÁT (1969)
Arrhenatheretum elatioris, Polen	?	12 - 16 (1,0)	5 - 7	25 - 33 (in 0,05 m) - 50 % (in tieferen Schichten)		KOTANSKA (1970)
Arrhenatherion, Polen	2			50 %, jüngere Wurzeln schneller		PRONCZUK (1976)
Cynosuro-Lolietum, Niederlande	1	4,8 - 8,7 (0,3)	4	Abbau von bis zu 0,05 $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$		DEINUM (1985)
Weide ( <i>Poa pratensis</i> , <i>Festuca pratensis</i> ) und entsprechende Ansaat, Polen	1	2,5 - 7,4 im Jahresverlauf (Dauerweide) und 3 - 6,6 auf Ansaat (0,35)				RUTKOWSKÁ et al. (1976)
Trisetetum flavescens, Deutschland	4, Wurzelspitzenzählung			kurzlebig, maximale Lebensdauer von 13 Monaten, die Mehrzahl nicht länger als einen Monat, im Frühjahr und Sommer gebildete Wurzeln waren kurzlebiger		SPEIDEL und WEIß (1974)
Trisetetum flavescens, unterschiedliche Düngung, Deutschland	1	6,3 - 7,6 (0,6)	2,3 - 3,8			SPEIDEL und WEIß (1972)
Trisetetum ( <i>Festuca rubra</i> - Fazies) unterschiedliche Düngung, Deutschland	1	6 - 10 (0,6)				SPEIDEL (1973)
Brometum tectorum Festucetum vaginatae Festucetum wagneri, Ungarn	5	4,4 - 13,0 5,6 - 25,3 10,8 - 15,5				SIMON und KOVACS-LANG (1976)

Grünlandtyp	Methode	Unterirdische Gesamt-Biomasse ( $t_{TM} \cdot ha^{-1}$ ) und (Beprobungstiefe (m))	Nettoprimärproduktion ( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	Jährlicher Umsatz des gesamten Wurzelsystems (%) bzw. Angaben zur Lebensdauer von Wurzeln und Abbau	Verhältnis lebende/abgestorbene Wurzelbiomasse	Quelle
Mesobrometum erecti, Tschechische Republik	1	16 - 26 (0,32)				PILÁT (1969)
Nardetum, Tschechische Republik	1	26,2 (0,15), ungenutzt			0,48 - 4,19 (Sommerwerte)	TESÁŘOVÁ et al. (1982)
Polygalo-Nardetum, Tschechische Republik	1	21 - 33 (0,15)			1,6 - 2,2, geringer bei Düngung und Schnitt	FIALA und STUDENY (1987)
Polygalo-Nardetum, Tschechische Republik	1	17,2 - 35 im Jahresverlauf (0,35)		25 %		FIALA (1979)
Hieracio-Nardetum, Polen	5	13 - 15 (0,3)		25 - 33 %		KOTÁNSKA (1975)
Origano-Brachypodietum, Polen	?	21 - 32 (hoch durch lignifizierte Wurzeln xerothermer Kräuter), (1,0)	13,7			KOTÁNSKA (1970)
Magerwiesen, Schweden	1	12 (Anfang Mai) - 23 (Ende Juni), (0,3)	2 - 3 (bis in 0,5 m, in der Tiefe größer)			NILSSON (1970)
Wiesen, unterschiedliche Düngung, Polen	1	5 - 9 (0,35)				PLEWCZYŃSKA-KURAS (1976)
Wirtschaftsgrünland, Deutschland	1	1,7 - 26, Durchschnitt: 6 - 8 (0,3)				KMOCH (1952)
Arrhenatheretum, Polygalo-Nardetum, Junco-Molinietum, Tschechische Republik	1	2,2 2,5 3,5 (0,15)			0,64 0,68 0,57 - jeweils lebend/Gesamt-Wurzelbiomasse	FIALA und ZELENÁ (1991)
<i>Calluna</i> -Heide, Dominanz von • <i>Molinia caerulea</i> • <i>Deschampsia cespitosa</i> , Niederlande	1, 4		1,6 13,80 1,8	64 % 168 % 96 %		AERTS et al. (1992)
Heide, Niederlande • <i>Erica tetralix</i> • <i>Molinia caerulea</i>	1, 4		3,7 10,8	172 %, über Wurzellänge bestimmt: 92 % 127 %, über Wurzellänge bestimmt: 228 %		AERTS et al. (1989)

Grünlandtyp	Methode	Unterirdische Gesamt-Biomasse ( $t_{DM} \cdot ha^{-1}$ ) und (Beprobungstiefe (m))	Nettoprimärproduktion ( $t_{DM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	Jährlicher Umsatz des gesamten Wurzelsystems (%) bzw. Angaben zur Lebensdauer von Wurzeln und Abbau	Verhältnis lebende/abgestorbene Wurzelbiomasse	Quelle
Alpine Wiesen und Weiden, Norwegen	1	beweidet: zwischen 2 und 2,3; unbeweidet: 7,3 (trockene Flächen), Feuchtweide: 9, feucht und unbeweidet: 25 - 30 (0,3)			beweidet: 63 % lebend nach Schneeschmelze, am Ende der Saison 69 % lebend, unbeweidet: 66 % lebend	WIEGOLASKI (1976)
Gras-Luzerne Ansaat, Russland		14,5, nach 2 Jahren Werte der nativen Vegetation erreicht (0,4)			42 % abgestorben	KONONOVA et al. (1966)
<i>Festuca pratensis</i> -Ansaat (2 Jahre), Schweden	1, 3		1,9 - 4,6 (je nach Methode)			HANSSON und ANDRÉN (1986)
Mischansaat (3 Jahre, dominiert von <i>Agropyron repens</i> , <i>Holcus lanatus</i> ), Schweden	1, 2		4 - 8			STEEN (1985)
Semi-permanentes Grünland, England	1, 2			Umsatz: 0,3 - 1% des Gesamt-Wurzelsystems/Tag in Vegetationsperiode		DICKINSON (1982)
Steppe, Russland		genutzt: 21 ungenutzt: 18			jeweils 58 % abgestorben	KONONOVA et al. (1966)
Grasländer, Nordamerika			1,5 - 6,4, geringere Werte bei Beweidung, Abnahme mit zunehmender Jahresmitteltemperatur	18 % (mixed grass), 30 % (tallgrass), 49 % (short grass prairie)		SIMS und SINGH (1978)
tall grass prairie, Zentrale USA	1	19,3 (0,7)	5,1	25 - 27 %		DAHLMAN (1968)

**Tab. 4.2-1:** Vergleichende Zusammenstellung von Untersuchungen zur Quantifizierung der unterirdischen Biomasse und deren Dynamik in Grünländern, hauptsächlich in Europa. Die Ziffern in der Spalte „Methode“ bedeuten: 1: Bohrungen, 2: *mesh bags* zum Abbau *in situ*, 3: *ingrowth cores*, 4: Rhizotrone, 5: Bodenblöcke.

Gute Nährstoffversorgung sowie hohe Nutzungsfrequenz hemmen das unterirdische Wachstums im Grünland, auch in seiner Tiefenausprägung (u. a. BISWELL und WEAVER, 1933; BROUWER, 1967; DIERSCHKE, 1996; GISI und OERTLI, 1981; HASSINK, 1994; LORENZ und ROGLER, 1967; SCHUMAN et al., 1999; SCHUSTER, 1964; SHARIFF et al., 1994; TROUGHTON, 1981). Die unterirdische Biomasse wird in intensiv bewirtschafteten Flächen auf  $5\text{--}10 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$  reduziert (Tab. 4.2-1), was in der Hauptsache durch einen geringeren Wurzeldurchmesser hervorgerufen wird, während sich die Anzahl der unterirdischen Ausläufer, z. B. in einer Weißkleeweide erhöhen kann (BAKER und GARWOOD, 1959).

KMOCH (1952) erwähnte die größere Wurzelmasse im Grünland jeweils in den feuchteren Assoziationen, in guter Übereinstimmung mit zahlreichen Arbeiten aus Polen und der Tschechischen Republik, die in alluvialen Wiesen im Vergleich zu trockeneren Gesellschaften deutlich mehr Wurzelbiomasse vorfanden (Tab. 4.2-1). Dieser Zusammenhang kann in dieser Arbeit durch die Auswahl der Flächen nicht bestätigt werden, da die in den Auen gelegenen Flächen gleichzeitig relativ tonreiche Böden besitzen, wodurch dieser Effekt überprägt sein kann. Denn die Bodenart bestimmt in entscheidendem Maße die Durchwurzelungsfähigkeit des Bodens - nur ein Drittel bis die Hälfte der in sandigen Böden ermittelte Wurzelmasse wird in tonigeren Böden vorgefunden (KMOCH, 1952; VETTER und SCHARAFAT, 1964). Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Daten unterstützen diese Feststellung: Die Flächen in Schwallungen auf Buntsandstein und die sandig/lehmige Auenwiese in Löbstedt wiesen mit  $11,3$  bzw.  $13,4 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$  verhältnismäßig viel unterirdische Biomasse auf, während die Grasländer auf tiefgründigen, tonigen Böden in Leutra, Birkenfeld, Schwabhausen und Harasmühle eine signifikant geringe unterirdische Gesamt-Biomasse von  $2\text{--}3 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$  besaßen.

Für diesen Zusammenhang könnte jedoch auch der Einfluss der Bodenreaktion von Bedeutung sein (HOPKINS et al., 1990). In stark versauerten Böden konnte KMOCH (1952) im Durchschnitt eine mehr als dreimal höhere Gesamt-Wurzelmasse als in alkalischen Böden nachweisen. Dafür sprechen auch die in den auf saurem Ausgangsgestein gebildeten Polygalo-Nardeten ermittelten hohen Biomassewerte (FIALA, 1979; FIALA und STUDENY, 1987). Die hohe Bodenazidität hemmt den Abbau, was eine Akkumulation abgestorbener Wurzeln nach sich zieht. Die Untersuchungsfläche auf Basalt (Frankenheim) mit der größten Gesamt-Wurzelbiomasse von  $23,8 \text{ t}_{\text{TM}}\cdot\text{ha}^{-1}$  war auch die mit dem im Profilmittel kleinsten pH-Wert von  $4,1$ .

Die in Thüringen beprobten Ansaatflächen zeigten in Übereinstimmung mit Erfahrungen aus der Literatur eine relativ geringe unterirdische Gesamt-Biomasse zwischen  $2,8$  und



4,5  $t_{TM} \cdot ha^{-1}$ . Eine Mischansaat von *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis* und *Trifolium repens* wies im Vergleich mit einer Dauerweide ähnlicher Artenzusammensetzung eine deutlich geringere unterirdische Biomasse in den oberen 0,05 m auf, was jedoch durch die auffällige Verschiebung der Hauptwurzel-Biomasse in tiefere Bodenschichten teilweise ausgeglichen wurde (RUTKOWSKA et al., 1976). Junge Ansaatflächen landwirtschaftlich interessanter Gräser in Monokulturen (*Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*) wiesen im zweiten Jahr zwischen 6 und 7  $t_{TM} \cdot ha^{-1}$  Wurzelbiomasse auf (BOEKER, 1974a), wobei sich diese neu etablierenden Grasländer durch einen größeren Wurzeltiefgang auszeichneten, der sich im späteren Verlauf verflachte (CHENG et al., 1990; JOHNEN, 1974; RUTKOWSKÁ et al., 1976).

In den *ingrowth cores* lag der jährliche Zuwachs an Wurzeln in den Intensivflächen zwischen 3,7 (Kalkmagerrasen) und 12,1  $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  (Bergwiese); die frische Mähweide und die Aue wiesen mit 4,7 bzw. 4,9  $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  sehr ähnliche Raten auf. Im Kalkmagerrasen kann das Wurzelwachstum durch den hohen Tongehalt behindert worden sein, in Oberweißbach konnte der hohe Skelettgehalt von bis zu 30 % in 0,15 m Bodentiefe (Abb. A 3.2: 18) in den *ingrowth cores* nicht wiederholt werden, so dass es hier eventuell zu Überschätzungen kam. Erkennbarer Abbau bzw. das Absterben von Wurzeln innerhalb der Beprobungsintervalle kann ausgeschlossen werden, da keine abgestorbenen Wurzeln gefunden wurden.

Die in der Literatur verzeichneten Maximalwerte für den Wurzelzuwachs (Tab. 4.2-1) geben für eine von *Molinia caerulea* dominierte Fläche 13,8  $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  an (AERTS et al., 1992), liegen aber ansonsten zwischen 2  $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  (Magerwiesen in Schweden, NILSSON, 1970; Goldhaferwiese im Solling, SPEIDEL und WEIß, 1972; *Calluna*-Heide in den Niederlanden, AERTS et al., 1992; *Festuca-pratensis*-Ansaat in Schweden, HANSSON und ANDRÉN, 1986) und 8  $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  (Arrhenatheretum in Polen, KOTAŃSKA, 1970; alluviale Grasländer in der Tschechischen Republik, RYCHNOVSKÁ, 1976; Mischansaat in Schweden, STEEN, 1985).

Hinsichtlich der Abschätzung der jährlichen Wurzelproduktion anhand von im Jahresverlauf wiederholten Ermittlungen der Gesamt-Wurzelbiomasse finden sich in der Literatur zahlreiche kritische Hinweise zur Berechnung (BIONDINI et al., 1991; HANSSON und STEEN, 1984; KOTAŃSKA, 1970, 1975; MILNER und HUGHES, 1970; SIMS und SINGH, 1978). Diese beziehen sich auf einen mehr oder weniger ausgeprägten Jahresgang der unterirdischen Biomasse, häufig mit Maxima vor der Blütenbildung (EISSENSTAT und YANAI, 1997; SPEIDEL und WEIß, 1974; VETTER und SCHARAFAT, 1964) sowie auf die Probenahmefrequenz, die diesen nicht in jedem Fall berücksichtigt (AERTS et al., 1992; CHENG et al., 1990; FIALA, 1979; GARWOOD,

1967; PLEWCZYŃSKA-KURAŚ, 1976; SPEIDEL, 1973; STEEN, 1984, 1985). Zudem treten Maxima der Wurzelbiomasse in verschiedenen Tiefen zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf (DAHLMAN, 1968; KOTAŃSKA, 1970; PILÁT, 1969) - als Resultat der das Wachstum beeinflussenden abiotischen Faktoren wie Bodenfeuchte und Bodentemperatur. Wurzelausscheidungen u. ä. bleiben in den meisten Untersuchungen gänzlich unberücksichtigt, werden aber für die Bilanzierung in Abb. 4.2-1 mit 20 % des Wurzelbiomasse-Zuwachses angenommen (COLEMAN, 1973; KLEBER, 1997).

Mit den eigenen Daten wurden die häufig in der Literatur angegebenen Berechnungsmöglichkeiten der unterirdischen Nettoprimärproduktion (NPP) nachvollzogen (Tabelle 4.2-2).

Fläche/Methode	1	2	3	4
<b>Frische Mähweide</b> - Freienorla	4,7	1,5	3,2	0,0
<b>Aue</b> - Wernshausen	4,9	3,2	8,4	8,4
<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	12,1	4,0	9,6	9,2
<b>Kalkmagerrasen</b> - Wechmar	3,7	2,5	4,6	3,3

**Tab. 4.2-2:** Jährlicher Zuwachs der unterirdischen Biomasse ( $t_{TM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ) im Methodenvergleich:

- 1: Zuwachs = Abbau im stabilen System, siehe Kap. 3.1.2.3 (AERTS et al., 1992).
- 2: Bildung eines Jahresmittels für die abgestorbene Biomasse als Differenz aus unterirdischer Gesamt-Biomasse und Zuwachs in jedem Beprobungsintervall sowie angenommenem jährlichen Umsatz von 100 %.
- 3: Summe der Differenzen aus Jahresmaximum und Jahresminimum der unterirdischen Gesamt-Biomasse für jede Beprobungstiefe (siehe Tab. A 3.1-4; KOTAŃSKA, 1975; TRACZYK, 1968).
- 4: Wie 3, aber nur signifikante Zuwächse berücksichtigt (siehe Tab. A 3.1-4 und Tab. A 3.1-5; VOGT et al., 1986).

Die Unterschiede zwischen den Methoden sind mitunter beträchtlich, was auch HANSSON und STEEN (1984) herausstellten. Den Jahresumsatz mit 100 % anzunehmen, führte in der Methode 2 zu geringen Werten und scheint nicht realistisch (siehe auch Tab. 4.2-1). In dieser Untersuchung wurden die mit Hilfe der ersten Methode ermittelten Werte berücksichtigt, da die Methoden 3 und 4, die mit Ausnahme der frischen Mähweide nur geringfügig voneinander abwichen, den Anteil abgestorbener Wurzeln zwischen den Beprobungsintervallen sowie Wurzelausscheidungen nicht einbeziehen. CRAWFORD et al. (1997) fordert damit zu Recht, dass Angaben zur unterirdischen Nettoprimärproduktion ohne Kenntnis der Mortalität und des Abbaus der Wurzeln nur mit Vorsicht zu betrachten sind.

Aus dem Verhältnis von unterirdischer Gesamt-Biomasse und Zuwachs lässt sich der jährliche Umsatz des gesamten Wurzelsystems abschätzen, der in vergleichbaren veröffentlichten

Untersuchungen zwischen 25 und 100 % liegt (siehe Tab. 4.2-1). Diese große Spanne lässt sich durch einen Jahresgang des Wurzelumsatzes und unterschiedliche, den Abbau beeinflussende Nährstoffverhältnisse im Boden sowie unterschiedliche Beprobungstiefen erklären. Bei detailliertem Studium des Wurzelwachstums einzelner Pflanzen, häufig mittels Rhizotronen, relativieren sich entsprechende Angaben, da z. B. in einem Trisetetum die Mehrzahl der Wurzeln nicht länger als einen Monat lebte, wobei zu beachten ist, dass die im Frühjahr und Sommer gebildeten deutlich kurzlebiger waren als die überwinternden Wurzeln (SPEIDEL und WEIB, 1974). Als zusätzliche, sehr ausführliche Arbeiten, die sich der markanten Artspezifität der Grünlandpflanzen hinsichtlich der Lebensdauer ihrer Wurzeln widmeten, seien EISSENSTAT und YANAI (1997), FIALA (1990) und TROUGHTON (1981) genannt.

Zu den in den Intensivflächen ermittelten  $1,1 - 3,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  in der unterirdischen Biomasse, die jährlich potenziell der Mineralisation im Boden unterliegen könnten, werden 20 % Rhizodeposition dazugerechnet (COLEMAN, 1973; KLEBER, 1997), da dieser Anteil bei der Bestimmung des Wurzelzuwachses nicht berücksichtigt wurde.

Auf die in Thüringen beprobten Grünländer übertragbare Angaben zur jährlichen Mineralisation der Wurzeln im Boden schwanken zwischen 15 und 40 % (HELAL und SAUERBECK, 1984; JENKINSON und RAYNER, 1977). Damit ergäbe sich ein jährlicher unterirdischer C-Eintrag für die Intensivflächen von  $1,1 - 2,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ .

#### 4.2.1.3 Düngung

Der C-Vorrat im organischen Dünger wurde im Flächenmittel für Thüringen mit  $0,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  angenommen (VAN DEN POL VAN DASSELAAR und LANTINGA, 1995).

Da in diesem Bundesland die extensive Grünlandwirtschaft seit einigen Jahren angestrebt wird, die die Gabe von organischem und mineralischem Dünger reduziert bzw. unterbindet (TLMNU, 1999b) - lediglich 8 der 21 Untersuchungsflächen werden regelmäßig mit NPK gedüngt, mit Gülle nur eine (Schwabhausen, Tab. A 2.3-2) - spielt dieser Anteil an den C-Einträgen hier eine untergeordnete Rolle.

KLEBER (1997) quantifizierte diesen C-Speicher für eine intensiv genutzte Fläche (Güllegaben drei bis fünf Mal jährlich nach jedem Schnitt) mit  $2,0$  bis  $4,6 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , womit die Größenordnung des C-Vorrates in der unterirdischen Biomasse erreicht wurde und somit für intensiv gedüngte Flächen folglich nicht zu vernachlässigen ist. WHITEHEAD (1986) gibt für einen mittleren Besatz mit Weidetieren einen C-Vorrat in den Exkrementen mit  $1,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  an. BOL et al. (2000a) beobachteten in Tracerversuchen in England in einem tonigen Boden, dass

nach 42 Tagen aller im Dung enthaltener markierter C nicht mehr detektierbar war (die Abbaurate war größer als  $35,5 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Zudem war nach 150 Tagen weniger als 1/5 des im Dung gespeicherten C weder im Mineralboden noch als DOC nachweisbar. Nur ein Bruchteil des im Dünger befindlichen C verblieb im Boden. Die jährliche Mineralisation für dieses Kompartiment wurde in Abb. 4.2-1 dementsprechend hoch mit 80 % angenommen.

Die Summe aus oberirdischer und unterirdischer Biomasse sowie organischer Düngung ergab somit einen jährlichen C-Eintrag in den Mineralboden von  $1,6\text{-}3,4 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Im Vergleich mit einer C-Bilanz für submontane Nardeten unterschiedlicher Nutzungsintensität sind die C-Einträge sehr hoch (RYCHNOVSKÁ, 1993). Sie gibt bei relativ geringen oberirdischen C-Vorräten ( $0,1\text{-}0,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), aber vergleichbaren unterirdischen C-Vorräten ( $2,0\text{-}3,0 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) auf Grundlage von Atmungsmessungen (Bodenatmung:  $4,0\text{-}6,5 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , Wurzelatmung: 25-40 %) einen jährlichen C-Eintrag von  $0,15\text{-}0,4 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  an. Die Mineralisation wird in diesen submontanen bis montanen Flächen aber geringer sein als im Mittel für Thüringer Grünländer. KLEBER (1997) ermittelte für die Cynosuro-Lolieten im Allgäu jedoch vergleichbare Atmungsverluste aus unterschiedlichen Düngerapplikationen unterlegenen Flächen mit  $3\text{-}6 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Die Wurzelatmung erreichte in seinen Studien ebenfalls einen Anteil von 30-56 %, in Übereinstimmung mit KUZJAKOV et al. (1999a). JENKINSON und RAYNER (1977) geben für Dauergrünland  $2\text{-}4 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  für den jährlichen C-Eintrag in den Mineralboden an, was eher den Thüringer Flächen entsprechen würde.

Obwohl die angegebenen Atmungsverluste an C aus der organischen Bodensubstanz mit einer großen Unschärfe behaftet sind, scheinen die untersuchten Grünländer den Austrag an C durch die jährlichen Einträge nicht ausgleichen zu können. Diese Aussage zu belegen, bedarf es gezielter, Langzeit-Bodenatmungsmessungen in weiteren Grünlandtypen.

#### 4.2.1.4 DOC

Der Austrag an DOC kann nur mit Hilfe von Literaturangaben abgeschätzt werden. KLEBER (1997) rechnet mit  $0,02\text{-}0,1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  in Abhängigkeit von der Bodenazidität, wie auch HAGEDORN et al. (2000) und MCTIERNAN et al. (2001). Bei Applikation organischen Flüssigdüngers ist der DOC-Austrag maximal (BOL et al. 1999).

#### 4.2.1.5 Boden-Kohlenstoffvorrat

Die untersuchten Grasländer verfügten über 35,3 bis 189,5 t C·ha<sup>-1</sup> (35,3-126,5 t C·ha<sup>-1</sup> bis in 0,3 m Bodentiefe, Ausnahme: kleinster Wert für Tambach-Dietharz bis einschließlich 0,25 m) im Mineralboden.

KLEBER (1997) ermittelte für Allgäuer Grünland auf tonig schluffigen Böden (pH 4,95-7,53) je nach Düngungsintensität der Flächen zwischen 67 und 116 t C·ha<sup>-1</sup> (bis in 0,3 m Bodentiefe), RYCHNOVSKÁ (1993) für eine Serie unterschiedlich intensiv genutzter Nardeten auf sandig-lehmigen, sauren Böden (pH 3,9-5,0) in der Tschechischen Republik zwischen 43 und 103 t C·ha<sup>-1</sup> (bis in 0,15 m Bodentiefe). Durchschnittswerte für außeralpines Grünland in Österreich erwähnen KÖRNER et al. (1993) mit 134,5 t C·ha<sup>-1</sup>. CONANT et al. (2001a) geben für temperate Grasländer eine Spanne des Boden-Kohlenstoffvorrates von 30-80 t C·ha<sup>-1</sup> an. Aus dieser Aufstellung wird deutlich, dass letztere Angaben nicht die Maximalwerte widerspiegeln, der Vorrat also deutlich darüber liegen kann. Die vergleichsweise hohen Vorräte an Boden-Kohlenstoff für vulkanische Böden, wie hier in Frankenheim (Rhön), gibt auch BIRD (1998) an. Im Falle der Auenflächen (z. B. Birkenfeld) spielten insbesondere Bodenfeuchte und Tiefgründigkeit eine Rolle (BIRD, 1998; ÚLEHLOVÁ, 1973).

Die Abnahme des C mit der Bodentiefe ist das Ergebnis verschiedenster Prozesse und Faktoren (VOLK und LOEPPERT, 1982): Die Hauptnachlieferung an organischer, abbaubarer Substanz geschieht in den oberen 0,15 m Bodentiefe, im Haupt-Wurzelhorizont, wo gleichzeitig die Abbauintensität durch die Bodenfauna und -flora am größten ist (HASSINK, 1993; HELAL und SAUERBECK, 1986; RYCHNOVSKÁ, 1993; SCHINNER, 1986). Die mikrobielle Biomasse trägt hier mit 1-4 % zum C-Vorrat bei (HELAL und SAUERBECK, 1989; LAVAHUN et al., 1996; SPARLING, 1992). Die bereits erwähnten Nardeten (RYCHNOVSKÁ, 1993) speicherten bis in diese Tiefe 75 % ihres Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrates, in guter Übereinstimmung mit den in dieser Studie zusammengefassten Flächen (siehe Abb. 3.2-4).

In den Auenflächen fördert der schwankende Grundwasserstand die Tiefenverlagerung organischer Bodensubstanz in diesen tiefgründigen Flächen mit hoher Bioturbation. Zum anderen verhindern anaerobe Verhältnisse die Abbauprozesse und konservieren damit C in seiner Matrix. Dadurch ist der überdurchschnittlich große Anteil an Boden-Kohlenstoff in den tieferen Beprobungstiefen der Auen unabhängig von deren Textur zu erklären.

In den wurzelreichen Flächen (Frankenheim, Frauenwald, Löbstedt) war der C-Vorrat im Mineralboden erst unterhalb der als Wurzelfilz ausgebildeten Haupt-Wurzelschicht maximal.

Die vergleichsweise flachgründigen Dauergrünländer, bei deren Beprobung jeweils das Ausgangsgestein erreicht wurde, unterschieden sich erwartungsgemäß in ihrer C-Tiefenverteilung im Mineralboden deutlich von den Ansaatflächen, die keine Veränderungen im oberen Abschnitt des Solums aufwiesen, was einerseits durch die regelmäßige Bodenstörung zur Zeit der Ackernutzung hervorgerufen wurde, die wiederholt zur Umverteilung von C und der assoziierten Destruentenpopulation im Bodenprofil bis zur Pflugtiefe führte (KAISER und HEINEMEYER, 1993; LAVAUN et al., 1996). Andererseits ist zusätzlich der Beitrag der unterirdischen Biomasse für den C-Eintrag auch in 0,4 m Bodentiefe noch relevant, da sich die Wurzelverteilung in Ackerflächen und damit in jungen Ansaaten durch einen größeren Tiefgang von der der Dauergrünländer unterscheidet. Nach 40 Jahren Grünlandnutzung war aber die Entwicklung der C-Verteilung im Bodenprofil in Richtung Dauergrünland in den oberen Bodenschichten erkennbar (Schwallungen). Unterhalb 0,3 m Bodentiefe war aber gerade in dieser Fläche mit 50 % noch ein hoher Anteil am Gesamt-C-Vorrat im Boden lokalisiert, der den größten Teil des stabilen Boden-Kohlenstoffvorrates zur Zeit der Ackernutzung darstellen dürfte.

#### **A) Einfluss von Nutzung und Nutzungsgeschichte auf den Boden-Kohlenstoffvorrat**

Die Bedeutung der Nutzungsform für den Boden-Kohlenstoffvorrat wurde in der vorliegenden Literatur sehr gegensätzlich diskutiert (MILCHUNAS und LAUENROTH, 1993), zumal wiederholt Möglichkeiten propagiert werden, durch die Bewirtschaftungsform positiven Einfluss auf die Humusversorgung der Böden ausüben zu können (CONANT et al., 2001; CONANT und PAUSTIAN, 2001b; DIEZ und BACHTHALER, 1978; JOHNSTON et al., 1970; KÖRSCHENS und MÜLLER, 1994; OADES, 1984), was auch im Eigeninteresse der Landwirte zur Sicherung ihrer Erträge beachtet werden sollte.

Es sind sowohl Beispiele für einen offensichtlichen negativen Einfluss der Beweidung auf den C-Vorrat zu finden (BAUER et al., 1987; PARTON et al., 1987; DERNER et al., 1997; DORMAAR und WILLMS, 1998), die häufig jedoch nur über eine Veränderung der Artenzusammensetzung greifen konnte (MILCHUNAS und LAUENROTH, 1993; REEDER und SCHUMAN, 2002; WEDIN und TILMAN, 1996), als auch Fallstudien, in denen sich beweidete Flächen von unbeweideten in ihrem C-Vorrat im Mineralboden nicht unterschieden (CAMPINO JOHNSON, 1978; HASSINK, 1994, 1997; HONTORIA et al., 1999; HOUGHTON et al., 1983; SCHUMAN et al., 1999). Auch unterschiedliche Beweidungsintensitäten führten entgegen CONANT und PAUSTIAN (2002) und PARTON et al. (1987) nicht zwangsläufig zu unterschiedlichen Boden-Kohlenstoffvorräten (CONANT et al., 2001; TIESSEN et al., 1984). Es kommt lediglich zur Umverteilung des C zwi-

schen den Biomassekompartimenten des Systems (RYCHNOVSKÁ, 1993; siehe Kap. 4.2.1.1 und 4.2.1.2). Die Untersuchungen, die nachweisbare Einflüsse der Nutzungsart auf den Boden-Kohlenstoffvorrat zeigten, beziehen sich auf eine deutlich höhere Tierdichte, die mit den Extensivflächen in Thüringen nicht zu vergleichen ist (CONANT und PAUSTIAN, 2001b).

Auch in der vorliegenden Arbeit konnte somit keine statistisch gesicherte Aussage bezüglich unterschiedlicher Boden-Kohlenstoffvorräte in durch Mahd oder Beweidung bewirtschafteten Grasländern getroffen werden. Tendenziell verfügten aber die Wiesen über den größeren C-Vorrat im Mineralboden - in Konsens mit RODRIGUEZ-MURILLO (2001) für Grasländer Spaniens. Die Mähweiden nahmen entsprechend ihrer Nutzung eine Mittelstellung zwischen den Wiesen und Weiden ein. Zudem war die C-Konzentration in den Wiesen mit überwiegendem Schluffanteil im Boden signifikant größer als in beweideten Flächen. Eine Erklärung durch unterschiedliche C-Vorräte in der Biomasse konnte, entgegen KELLY et al. (1996) nicht gegeben werden. Die unterirdische Biomasse, die bedeutendste C-Quelle in Grünländern (u. a. COLEMAN und SASSON, 1980), war in den Weiden zudem signifikant größer. Die Weiden befanden sich jedoch vorrangig auf skelettreichen, flachgründigen Böden, so dass hier einzig die maximale Bodentiefe den Vorrat bestimmte, zumal sich die Mediane der Boden-Kohlenstoffvorräte der einzelnen Nutzungstypen bis in 0,3 m Bodentiefe nicht sehr deutlich unterschieden. Entgegen den geläufigen Literaturangaben bezüglich der größeren Lagerungsdichte der Weiden, bedingt durch die Trittbelastungen der Weidetiere (BAUER et al., 1987; BIRD, 1998; SCHUMAN et al., 1999; TIESSEN et al., 1982; TIESSEN et al., 1984), war für die ausgewählten Flächen die Lagerungsdichte des Feinbodens in den Wiesen (sicherlich bodenartenabhängig) größer, woraus zusätzlich ein größerer Boden-Kohlenstoffvorrat resultieren kann.

Unterschiede in der Düngungsintensität sowie -qualität führten in der Literatur ebenfalls nicht zwangsläufig zu Änderungen im Boden-Kohlenstoff-Vorrat (HASSINK, 1994). KLEBER (1997) konnte zudem keinen Einfluss der Düngungsintensität auf C- und N-Umsetzungen im Boden feststellen, da wohl ein Großteil des organischen Düngers sofort von den Mikroorganismen veratmet oder aber als DOC ausgetragen wird und damit nicht zur Erhöhung des Boden-Kohlenstoffvorrates beitragen kann (BOL et al., 2000b). Die Auswertung der Ergebnisse der KAK-Bestimmungen hat für die Thüringer Flächen einen Hinweis auf einen differenzierteren Zusammenhang ergeben - der Vorrat an Boden-Kohlenstoff war für die Flächen mit der geringsten BS tendenziell geringer, sieht man vom vulkanischen Boden in der Rhön (Frankenheim) ab. Offenbar wirkt auch hier die Bodenart maßgeblich beeinflussend. Die an Tonminerale assoziierten Kationen fördern die Anlagerung der negativen Carboxyl- und Hy-

droxylgruppen der organischen Bodensubstanz. SHARIFF et al. (1994) heben hervor, dass Beweidung die Bereitstellung von sofort verfügbaren Nährstoffen nahe der Bodenoberfläche erhöht und somit Einfluss auf die Biomasseproduktion und -umsatz ausübt, anscheinend aber nur für die verhältnismäßig tonigen Flächen.

Die Einbeziehung der expliziten Düngergabe in die Analyse der Einflussgrößen des Boden-Kohlenstoffvorrates war insofern problematisch, als dass zum Einen stellenweise nach Bedarf gedüngt wird, zum Anderen nicht eingeschätzt werden kann, ob Bedarf und Applikation in Zusammenhang standen, um somit wirklich Nährstoffdefizite auszugleichen. Die organische Düngung in Form von Viehdung geschieht zudem sehr punktuell, was methodische Probleme nach sich zieht. Und wie ist der Einfluss auf die Destruenten zu bewerten? Neben zahlreichen Studien, die eine Erhöhung der Mikroorganismenpopulation nach Düngung belegen konnten (u. a. MULLER et al., 2003), ist die gegensätzliche Meinung, die eine Verringerung derer vertritt (u. a. DAWSON et al., 2000), ebenso präsent. VAN DEN POL VAN DASSELAAR und LANTINGA (1995) konnten den Einfluss der mineralischen N-Düngung für niederländische Dauergrasländer auf Lehm deutlich machen, doch bei mit den für die Thüringer Flächen vergleichbaren jährlichen N-Gaben ( $100\text{--}250 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) ergäbe sich in 100 Jahren bezüglich des Boden-Kohlenstoffvorrates lediglich ein Unterschied von  $2 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$  in den Wiesen; in Weiden war kein Unterschied nachweisbar.

Die Nutzungsgeschichte hatte keinen nachweisbaren Bezug zum Boden-Kohlenstoffvorrat. Lediglich die C-Konzentration war wiederum für die schluffigen Böden der Dauergrünländer verglichen mit den Ansaatflächen größer. Obwohl Ackerflächen in der Regel deutlich geringere C-Vorräte aufweisen als Grünländer (BRIEMLE, 1990; FRANKEN, 1985; HAIDER und GRÖBLINGHOFF, 1990; HASSINK, 1994, 1997; HERSEMAN und SÖCHTIG, 1985; SPRINGOB et al., 2001), war dies für die Untersuchungsflächen nicht mehr nachzuweisen.

Bei Annahme eines mittleren Verlustes an Boden-Kohlenstoff von 50 % bei Umwandlung von Grünland in Ackerland wären  $50 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$  als Ausgangswert für den C-Vorrat im Mineralboden bei Ansaat als stabile C-Fraktion im Boden anzunehmen. Bei einer mittleren Anreicherungsrate von  $2,4 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  ( $1,5\text{--}3,3 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ , Abb. 4.2-1) würden im Mittel 20 Jahre ausreichen, um den Vorrat des Grünlandes aufzubauen (15-33 Jahre), da Bodenstörungen ausbleiben, Biomasseeinträge zunehmen, der Abbau verzögert ist, Bodentemperatur sowie Lagerungsdichte abnehmen (RYCHNOVSKÁ, 1993) und sich die Mikroorganismenpopulation vergrößert (LAVAHUN et al., 1996; SPARLING, 1992).



RÖMKENS et al. (1999) untersuchten die Veränderung der organischen Bodensubstanz bei Umwandlung von Acker in Grünland, und konnten ebenfalls eine schnelle Anreicherung des Boden-Kohlenstoffvorrates nach der Nutzungsänderung beobachten: 90 % des C-Vorrates waren nach 9 Jahren wieder hergestellt. Eine physikalische Fraktionierung der organischen Bodensubstanz ermöglichte ihnen jedoch die genaue Lokalisierung des angereicherten C in den größeren ( $> 150 \mu\text{m}$ ) bzw. leichteren Fraktionen ( $< 1,13 \text{ g cm}^{-3}$ , siehe auch HASSINK et al., 1997), die demnach dem labilen Kompartiment des C-Vorrates zuzuordnen sind. Die schweren und feinen, mit Ton und Schluff-assoziierten Fraktionen waren in 0-0,2 m Bodentiefe nach den 9 Jahren im Vergleich zum Dauergrünland dagegen noch um 40-50 % C-ärmer. Die Halbwertszeiten in den leichten Fraktionen lagen bei 7, die der schweren bei 56 Jahren. Ein Umbruch von Grünland führte daneben zu einer deutlichen Verlagerung des C im Boden in die größeren Bodentiefen. Zumal der Wurzelumsatz recht schnell verläuft (Kap. 4.2.1.2), scheint die Auffüllung des labilen C-Speichers innerhalb von 10-15 Jahren möglich zu sein. Dafür spricht auch eine Studie, die bei Krumenvertiefungen (Ackerflächen) in Löß-Parabraunerden Südostniedersachsens eine Dauer von 15 Jahren angibt, um den C-Status vor Tieferlegung der Bearbeitungsgrenze wieder herzustellen (NIEDER und RICHTER, 1986). Für diese Standorte ergaben sich jährliche Anreicherungsraten in der labilen Fraktion von  $1 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Sandige Braunerden erreichten den Anfangswert in 15 Jahren wegen ihrer größeren Textur jedoch noch nicht, und benötigten mehr als 100 Jahre, um einen typischen Grünlandvorrat aufzubauen (SPRINGOB et al. 2001).

In den Niederlanden wurde die Akkumulationsrate von C auf angesäten Ackerflächen bei verschiedener N-Gabe untersucht. In diesem Rahmen setzte eine asymptotische, jedoch nicht signifikante Anreicherung an C im Mineralboden sofort nach der Ansaat ein, die sich zuerst in 0,05 m Bodentiefe bemerkbar machte und wiederum vom Tongehalt der Flächen abhängig war (HOGERKAMP, 1973). Ein größerer Tonanteil beschleunigte die Anreicherung. AMUNDSON (2001) gibt in Übereinstimmung mit POST und KWON (2000) eine vergleichsweise geringe Anreicherungsrate nach Ansaat von  $0,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  an, womit in 10 Jahren erst  $3,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  gewonnen würden, was allerdings innerhalb der methodisch bedingten Schwankungen dieser Arbeit liegen würde. In Oberweißbach ist der C-Vorrat in der Ansaat durch intensiveres Flächenmanagement größer als auf der vergleichbaren Wiese.

SPARLING (1992) und STEMMER et al. (2000) determinieren die mikrobielle Biomasse aufgrund ihrer kurzen Regenerationszyklen als guten Indikator für Veränderungen in der Bodensubstanz, die sich aus Nutzungsänderungen ergeben. Der in die Mikroorganismen eingebaute

C ist in der Regel nicht älter als 2 Jahre (BOL et al., 2003). Auch Humusqualität und -zusammensetzung trennten Flächen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität deutlich voneinander (POTTER et al., 1993; SCHULTEN, 1990).

### **B Einfluss bodenphysikalischer und -chemischer Faktoren sowie des Klimas auf den Boden-Kohlenstoffvorrat**

In den vorangegangenen Abschnitten musste bereits der Einfluss einiger Parameter andiskutiert werden. Als erklärende Variable hinsichtlich der Variabilität der C-Vorräte im Mineralboden wird vielfach in erster Instanz die Textur des Feinbodens herangezogen (BURKE et al., 1989; DALAL und MAYER, 1986; HASSINK, 1992; NICHOLS, 1984; SCHIMEL et al., 1994). Die bereits erwähnten Allgäuer Grasländer auf schluffig-tonigen Böden (KLEBER, 1997) verfügten über einen größeren Boden-Kohlenstoffvorrat als Nardeten auf sandigem Lehm (RYCHNOVSKÁ, 1993). Der gleiche Zusammenhang bestand auch in der vorliegenden Arbeit für die oberen 0,15 m Bodentiefe. Mit abnehmendem Tongehalt sank der C-Vorrat (u. a. GANUZA und ALMENDROS (2003)).

In Ton-Humus-Komplexen wird die organische Bodensubstanz, z. B. über Ca-Brücken, fixiert (OADES, 1984). Die spezifische Oberfläche der Tonminerale ist im Vergleich zu Silikaten größer, so dass die Sorption größerer Mengen organischen Materials gewährleistet ist (KAHLE et al., 2002), die vor mikrobieller Tätigkeit geschützt sind (LEINWEBER und REUTER, 1988; VOLK und LOEPPERT, 1982) und somit als inerter C-Vorrat betrachtet werden können (FREYTAG, 1980), der bei Nutzungswandel keiner Veränderung unterliegt (HASSINK et al., 1997).

Haupthabitats der Bodenbakterien sind in Teilchengrößen von 0,2-10 µm zu finden. Die metabolische Aktivität der Pilze nimmt dagegen bei steigendem Tongehalt ab (FRIEDEL, 1993), d. h. ihr Beitrag zur Stabilisierung der Bodensubstanz durch ihre Hyphen. Damit ist die Mineralisation der Bodensubstanz bei feiner Textur geringer (BALESDENT et al., 1988; DALAL und MAYER, 1986; FRANZLUEBBERS et al., 1996; HASSINK, 1992; STEMMER et al., 1998, VERBERNE et al., 1990).

Natürlich ist die Speicherkapazität begrenzt, wie neben HASSINK (1996), HASSINK et al. (1997), HASSINK und WHITMORE (1997) auch HASSINK (1997) für Flächen in den Niederlanden explizit nachweisen konnte. Beim Vergleich von Acker und Grünland konnte der geringere Vorrat im Acker nicht durch Unterschiede in den Schluff- und Tonfraktionen erklärt werden - diese waren gleich. FREYTAG (1980) gibt eine Speichergrenze für organische Bodensubstanz bei 1/10 des Tongehaltes an. Zur Vorhersage des C-Vorrates wird daher wohl besser die

spezifische Oberfläche von Tonen herangezogen und nicht der Tongehalt an sich (KAHLE et al., 2002; SAGGAR et al., 1996), wozu jedoch Fraktionierungen der organischen Substanz nötig wären.

Einen umstrittenen bzw. keinen Zusammenhang zwischen Tongehalt und Boden-Kohlenstoffvorräten merken hingegen DAVIDSON und ACKERMANN (1993), HONTORIA et al. (1999), NIEDER und RICHTER (1986), SIMS und NIELSEN (1986) und SPRINGOB et al. (2001) an.

Der Boden-Kohlenstoffvorrat war eng an die C-Konzentration sowie bodenphysikalische Eigenschaften gekoppelt, wie z. B. die Lagerungsdichte. Unter anderem machte KÖRSCHENS (1995) auf diese Zusammenhänge aufmerksam. Des Weiteren waren Tongehalt und C-Konzentration positiv korreliert, so dass sich die Beziehung zum C-Vorrat durch beide Faktoren (C-Konzentration und Tongehalt) verstärkt. Auch die Bodenreaktion ist in sauren Böden über ihren Einfluss auf die Bildung von mineralisationsresistenteren Fe- oder Al-Humuskomplexen mit dem C korreliert (GOLCHIN et al., 1994; PARFITT et al., 2001). Schottische Kalkböden verfügten über einen deutlich geringeren C-Vorrat (40 %) im Mineralboden verglichen mit Böden über saurem Ausgangsgestein wie Sandstein, Schiefer und Granit, die ihrerseits eine homogene Gruppe bildeten (WILLIAMS et al., 1960). In Neustadt, Schwallungen, Frankenheim, Oberweißbach und Arnsgereuth erreichte der Anteil von Al bis zu 70 %, Fe war überall zu vernachlässigen. Jedoch war hier der C-Vorrat im Mineralboden nicht zwangsläufig groß - Neustadt und Schwallungen sind sandige Flächen mit geringen bis mittleren Vorräten (50-100 t C·ha<sup>-1</sup>); in Frankenheim (Rhön) führten diese Mechanismen zusätzlich zum hohen Tonanteil zu größeren Gesamtvräten (154 t C·ha<sup>-1</sup>). Der positive Zusammenhang zwischen der maximalen Beprobungstiefe und den Boden-Kohlenstoffvorräten der schluffigen und tonigen Flächen unterstreichen die Bedeutung dieser Stabilisierungsmechanismen vor allem mit zunehmender Bodentiefe.

GANUZA und ALMENDROS (2003) geben für Spanien eine positive Beziehung der pH-bedingten KAK mit dem Boden-Kohlenstoffvorrat an. Dem entsprechen sowohl der große Dauerhumusgehalt in gut mit Basen versorgten Kalkmagerrasen und die geringeren Humusvorräte in sauren Borstgrasrasen (KLAPP, 1957).

Korrelationen des Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrates mit dem Niederschlag konnten trotz der großen Spanne von 500 bis 1400 mm durch diese Arbeit nicht belegt werden - entgegen globaler Trends, die in AMELUNG et al. (1998), AMUNDSON (2001), BURKE et al. (1989), DALAL und MAYER (1986), HONTORIA et al. (1999), NICHOLS (1984), SIMS und NIELSEN

(1986) und TATE (1992) aufgezeigt werden. Jedoch war die C-Konzentration für die Grünländer in Thüringen positiv mit dem Niederschlag korreliert, was den Aussagen in der zuvor aufgeführten Literatur entspräche. Das gilt ebenso für die negative Beziehung zur mittleren Jahrestemperatur und der daraus resultierenden positiven Abhängigkeit zur Höhe üNN (BIRD, 1998; GANUZA und ALMENDROS, 2003; SIMS und NIELSEN, 1986; TATE, 1992; TOWNSEND und VITOUSEK, 1995). Mit zunehmender Meereshöhe sinkt (temperaturbedingt) die Mineralisationsrate im Boden, was zu einer Erhöhung der C-Konzentration führen kann. Der durch eine geringere Nutzungsfrequenz hervorgerufene Anstieg der potentiell abbaubaren Biomasse (wie in der Bergwiese) trägt zudem zu einer erhöhten C-Nachlieferung bei. Eine geringere Bodenfeuchte führte in den Intensivflächen zum größeren Abbau der oberirdischen Biomasse, so dass mit zunehmendem Niederschlag die organische Bodensubstanz wohl einer geringeren Umsetzung unterliegt und somit angereichert wird.

### ***4.3 Ermittlung des Gesamtvorrates an Boden-Kohlenstoff für das Thüringer Grünland***

Als Ergebnis dieser Untersuchung ergab sich, dass die Korngrößenverteilung im Feinboden das größte Prognosepotenzial zur Vorhersage von Boden-Kohlenstoffvorräten in einer konkreten Bodentiefe besitzt und die Tiefgründigkeit der Untersuchungsflächen den Gesamtvorrat an C im Mineralboden bestimmte (siehe ebenfalls WIRTH et al. 2003). Jedoch unterschieden sich die Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorräte der einzelnen Bodenarten-Gruppen im Mittel nicht signifikant voneinander. Somit ist einerseits die Datenbasis für eine auf pedogenen Flächenmerkmalen basierenden Hochrechnung der Boden-Kohlenstoffvorräte für das Grünland Thüringens zu gering, andererseits liegt eine dementsprechende konkrete Zuordnung der Grasländer, im Gegensatz zu den Wäldern, derzeit nicht vor. Als Basis für eine Abschätzung der Boden-Kohlenstoffvorräte auf Landesebene musste somit auf die im Rahmen der KULAP-Evaluierung erstellte Flächenverteilung der ausgeschiedenen Gesellschaftsgruppen zurückgegriffen werden (TLMNU, 1999a).

Für die beschriebenen 15 Gesellschaftsgruppen (siehe Kap. 2.3 und Tab. 2.3-1) lässt sich auf Grundlage der erhobenen Daten der Untersuchungsflächen eine Abschätzung des gesamten Boden-Kohlenstoffvorrates für das Thüringer Grünland versuchen. Wie die Tab. 4.3-1 zeigt, sind die Abweichungen der C-Vorräte im Mineralboden innerhalb der einzelnen Gruppen sehr groß, was aber durch die nicht zu beurteilende Korrelation der Vegetationstypen mit Boden-Kohlenstoffvorräten nicht anders zu erwarten war. Für die nicht beprobten Gruppen 6 bzw. 13-15 wurde das Mittel der floristisch am besten entsprechenden Gruppe angenommen (7 bzw. 12). Da „nur“ 83 % des gesamten Grünlandes in Thüringen im KULAP involviert sind, wurden die nicht berücksichtigten Flächen mit dem mittleren Boden-Kohlenstoffvorrat aller Untersuchungsflächen von  $100 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  kalkuliert.

Der Gesamtvorrat an Kohlenstoff im Mineralboden des Thüringer Grünlandes beträgt somit 16 Mio t C.

Boden-Kohlenstoffvorrat									
Gesellschafts- gruppe	Flächennanteil am KULAP (%)	Gesamtfläche in Thüringen (ha)	Flächenmittel der Untersuchungsflächen (t C·ha <sup>-1</sup> )			Gesamtvorrat für Thüringen (Mio t C)	prozentuale Abweichung (± %)		
TLMNU (1999a)		Referenz 158209 ha	MW	Min	Max	MW	Min	Max	
1	13	20.567	54	44	65	0,9	0,74	1,11	80
2	1	1.582	83			0,1			
3	4	6.328	190			1,0			
4	8	12.657	126			1,3			
5	11	17.403	153			2,2			
6	2	3.164	(94)			(0,3)			
7	3	4.746	94	88	100	0,4	0,35	0,39	94
8	3	4.746	154			0,6			
9	7	11.075	66			0,6			
10	8	12.657	91	68	113	1,0	0,60	2,73	75
11	14	20.567	88	35	161	1,5	1,8	2,25	110
12	18	28.478	95	48	142	2,2	1,14	3,37	150
13	6	9.493	(95)			(0,8)			
14	2	3.164	(95)			(0,3)			
15	1	1.582	(95)			(0,1)			
						13,3			

**Tab. 4.3-1:** Hochrechnung des Gesellschaftsgruppen- und flächenspezifischen Boden-Kohlenstoffvorrates auf die Gesamt-Grünlandfläche Thüringens. Die Gesellschaftsgruppen entsprechen denen, die der Auswahl der Untersuchungsflächen zugrunde gelegt worden sind (Kap. 2.3, TLMNU, 1999a). In Tab. 2.3-1 ist die Zuordnung der untersuchten Flächen zu den Gesellschaftsgruppen vermerkt. In Klammern sind angenommene Werte aufgezeigt; für diese Gruppen wurden keine eigene Erhebungen vorgenommen.

#### ***4.4 Bedeutung der Grünländer für den Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff in Thüringen und sich daraus ableitende Konsequenzen des Flächenmanagements***

In der vorliegenden Arbeit wurde gezeigt, dass der Mineralboden der untersuchten Grünlandflächen einen bedeutenden Kohlenstoffspeicher darstellt, dessen Betrag den vergleichbarer Waldflächen um 40 % übersteigt. Anhand einer, zwar unsicheren, vegetationsbezogenen Hochrechnung des Boden-Kohlenstoffvorrates der Untersuchungsflächen ergab sich für Thüringen ein Grünland-assoziiierter Gesamt-Boden-Kohlenstoffvorrat von 16 Mio t C.

WIRTH et al. (2003) ermittelten für die von Wald bestandene Fläche Thüringens, deren Flächenanteil an der Landesfläche das 3,4 fache der Grünländer entspricht, 32,8 Mio t C. Damit wird deutlich, dass der flächenbezogene Vorrat an Boden-Kohlenstoff im Grünland deutlich größer ist als der des Waldes ( $100 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  bzw.  $70 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Vor allem die Auenflächen erwiesen sich in Bezug zur C-Festlegung als besonders wertvoll. Somit sollte der Umbruch dieser, auch ökologisch wertvoller Biotope zur Gewinnung von Ackerland, der immer mit einem C-Verlust verbunden sein wird, mit Ausblick auf den globalen Kohlenstoffhaushalt verzichtet werden. Die Verringerung des Boden-Kohlenstoffvorrates bei Umwandlung von Grünland in Ackerland ist weitläufig bekannt (BOWMAN et al., 1990; CAMPBELL und SOUSTER, 1982; DALAL und MAYER, 1986; DAVIDSON und ACKERMANN, 1993; POST und MANN, 1990; STREBEL et al., 1988; TIESSEN et al., 1982). Diese Praxis ist derzeit in Thüringen jedoch unbedeutend.

Eine Vergrößerung des Boden-Kohlenstoffvorrates für die untersuchten Grasländer ist bei der bestehenden und zu unterstützenden Extensivierungstendenz in der Grünlandwirtschaft als gering einzuschätzen. Die im KULAP festgeschriebenen Maßnahmen (TLMNU, 1999a) erhöhen an sich bereits die Biomasse-Einträge und sind somit zu begrüßen. 83 % aller Grünländer Thüringens sind bisher in dieses Programm involviert - eine breitere Ausweitung wäre wünschenswert. Bei nötigen Nachsaaten zur Verbesserung der Bestandesstruktur und des Ertrages sollte die oberflächliche Bodenstörung so gering als möglich ausfallen (vgl. SAUERBECK, 2001).

Da die untersuchten Wiesenflächen tendenziell einen größeren Boden-Kohlenstoffvorrat aufwiesen als die Weiden (Median:  $112 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$  bzw.  $78 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), könnte über die Ausweitung der Wiesenflächen nachgedacht werden. Jedoch sollte die regionale Versorgung der Bevölkerung mit Milchprodukten gewährleistet bleiben (ein Mindestbedarf an Weideflächen besteht zwangsläufig), da ansonsten die längeren Transportwege dem Ziel,  $\text{CO}_2$  zu binden, entgegen

wirken würden. Hier müssten jedoch zusätzlich ökonomische Bilanzen den „richtigen“ Weg zeigen. Neuansaat von Grünland auf Ackerflächen tragen in jedem Fall zur Erhöhung des Boden-Kohlenstoffvorrates bei.

Das Reduktionspotenzial in der Grünlandwirtschaft Thüringens hinsichtlich klimawirksamer Gase (Kap. 1) ist allerdings u. a. vor allem durch den deutlich unter dem Bundesdurchschnitt liegenden Tierbesatz verhältnismäßig gering (THÜRINGER LANDESREGIERUNG, 2002b). Lediglich die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission kann durch eine dem tatsächlichen Pflanzenbedarf angepasste Düngung reduziert werden (SAUERBECK, 1993). Da es nachweislich zu Reaktionen einzelner Ökosystemglieder auf sich verändernde abiotische Umweltbedingungen ( $\text{CO}_2$ , Temperatur, Feuchte) kommt (ANDERSON, 1991; PARTON et al., 1995; BLOEMHOF und BERENDSE, 1995; CANADELL et al., 1996; FUHRER et al., 1997; KIRSCHBAUM, 2000, LONG und HUTCHIN, 1991; NIKLAUS et al., 1998; NORBY, 1994; OJIMA et al., 1993), sollte man weiterhin um Aufklärung von Mechanismen der C-Speicherung und deren praktischer Umsetzung bemüht sein.



## 5 Zusammenfassung

Als wesentliche Kompartimente des Kohlenstoff-Kreislaufes im Grünland wurden in ausgewählten Flächen Thüringens die C-Vorräte in der Biomasse sowie im Mineralboden quantifiziert. Die oberirdische Biomasse verfügte im Mittel über 1 % (0,5-1,8 %) des im System festgelegten C, die unterirdische Biomasse trug mit ca. 2,4 % (0,9-5,0 %) zum Gesamtvorrat bei. Mit 35 bis 190 t C·ha<sup>-1</sup> waren die Boden-Kohlenstoffvorräte sehr unterschiedlich, im Flächenmittel betrugen sie 100 t C·ha<sup>-1</sup>.

Die Gründigkeit der Flächen erwies sich als einziger Parameter, der den Gesamtvorrat an Boden-Kohlenstoff für alle Flächen bestimmte, so dass sie bei der Beurteilung des Einflusses weiterer bodenphysikalischer und -chemischer Parameter ebenfalls betrachtet werden musste.

Die Ansaatflächen konnten anhand der Tiefenverteilung der Boden-Kohlenstoffvorräte eindeutig von den Dauergrünländern unterschieden werden. Jedoch war nach ca. 40 Jahren konstanter Grünlandnutzung das charakteristische Profil der Kohlenstoffverteilung alter Grasländer im Boden entwickelt, das sich durch die kontinuierliche Abnahme des Boden-Kohlenstoffvorrates mit der Bodentiefe auszeichnete. In jüngeren Ansaaten war der Pflughorizont durch einen konstanten Boden-Kohlenstoffanteil deutlich zu erkennen. Ein nicht unbedeutender Wurzelbiomasse-Anteil bis unterhalb der Bearbeitungsgrenze sowie wiederkehrende Bodenstörungen führten zur gleichmäßigeren C-Verteilung im Mineralboden der Ansaat-Grünländer.

Die Bodenart der Untersuchungsflächen stellte sich, neben der zu erwartenden Beziehung zur C-Konzentration, als der Faktor mit dem höchsten Prognosepotenzial bezüglich des Boden-Kohlenstoffvorrates in einer konkreten Tiefenstufe heraus. Tonreiche Böden wiesen dabei den größten Boden-Kohlenstoffvorrat auf. In Verbindung mit einer großen Beprobungstiefe ist folglich insbesondere in den feintexturierten Auenböden eine maßgebliche Boden-Kohlenstoff-Festlegung möglich. Ihr Erhalt als Grünland wird auch aus Artenschutzgründen gefordert.

Die Korrelationsanalyse hinsichtlich des Einflusses von aktueller Nutzung und Nutzungsgeschichte der Untersuchungsflächen spiegelte in der Hauptsache die topographischen und edaphischen Eigenschaften der Grünländer wider: Während die Weiden aus praktischen Gründen vorrangig auf die flachgründigen Extremstandorte beschränkt sind, befinden sich die Wiesen auch auf ackerfähigem Land.

Die Boden-Kohlenstoffvorräte waren mithin nicht signifikant von der aktuellen Nutzung und der Nutzungsgeschichte abhängig. Vor allem anhand der C-Konzentrationen konnten jedoch Trends herausgearbeitet werden, die größere Vorräte an Boden-Kohlenstoff in den Wiesen (Median:  $112 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) gegenüber Weiden (Median:  $78 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) andeuteten. Mähweiden nahmen eine ihrer Nutzung entsprechende Mittelstellung ein. Ansaaten unterschieden sich bereits zehn Jahre nach ihrer Anlage hinsichtlich der C-Vorräte im Mineralboden nicht von Dauergrünländern.

Ebenso war der Boden-Kohlenstoffvorrat unabhängig von Klimaeinflüssen. Ein Bezug hierzu war wiederum auf die C-Konzentration beschränkt: Mit zunehmendem Niederschlag und abnehmender Jahresmitteltemperatur stieg die C-Konzentration im Mineralboden an.

Eine Bilanzierung der C-Vorräte und C-Flüsse im Mineralboden (mit zusätzlichen Literaturquellen) ergab eine mittlere Akkumulationsrate des C zwischen  $1,5$  und  $3,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Somit ist innerhalb von 20 Jahren nach Ansaat von Grasland auf Ackerflächen der Boden-Kohlenstoffvorrat von vergleichbarem Dauergrünland hergestellt, jedoch ist ein Großteil des in dieser Zeit angereicherten C wohl in der labilen Fraktion der organischen Bodensubstanz lokalisiert.

Das Potenzial, den Kohlenstoffvorrat des Mineralbodens durch größere Biomasse-Einträge positiv zu beeinflussen, wird für das Thüringer Grasland als eher gering eingeschätzt, da die weitgehende Extensivierungstendenz der Grünlandwirtschaft bereits zur Erhöhung der Biomasse-Einträge beiträgt. Diese Entwicklung erscheint auch im Sinne der Diversität der Grünlandvegetation wünschenswert, da sich durch die Vegetationsanalyse der Untersuchungsflächen eine extreme Artenarmut vieler intensiv genutzter Flächen herausstellte. Bei ökonomisch begründeten Nachsaaten wird auf eine möglichst geringe Bodenstörung zu achten sein, um die Atmungsverluste in den oberen, den C-reichsten Bodenschichten, möglichst klein zu halten. Da Tierbesatz und Düngung in Thüringen bereits deutlich unter dem bundesweiten Durchschnitt liegen, ist das zusätzliche Reduktionspotenzial für klimawirksame Gase in Thüringen aufgrund von Bewirtschaftungskriterien gering.

## 6 Summary

As substantial compartments of the carbon cycle in grassland the carbon stocks in biomass as well as in mineral soil in selected pastures and meadows in Thuringia were quantified. The above ground biomass contained an average of 1 % (0.5-1.8 %) of C sequestered in the examined sites. Below ground C contributed approximately 2.4 % (0.9-5.0 %) to the total stock. Soil carbon stocks varied widely between 35 and 190 t C·ha<sup>-1</sup> with a mean of 100 C·ha<sup>-1</sup>.

The total carbon stock was mainly determined by sampling depth, which has to be taken into account when focusing on relationships between soil carbon stock and different parameters of soil chemistry and physics.

Newly sown grasslands were well defined by the distribution of soil carbon across the soil profile. They showed a constant fraction of the total carbon stock within the plough layer, due to a deeper root distribution and repeated soil disturbances, whereas in permanent grasslands the soil carbon stock declined markedly with soil depth. But about 40 years of constant management without soil disturbance led to a typical soil carbon allocation of permanent grasslands.

Among all soil parameters particle size was the most important factor controlling soil carbon stocks in a distinct soil depth. Thus, soils rich in clay in connection with maximum depths of the solum - as typical of alluvial grasslands - are important reservoirs of soil carbon.

Correlation analysis of influences of land management and land use history showed no causal relationship to soil carbon stocks, but underlined the topographic and edaphic properties of the selected grassland sites. Pastures are typically found on shallow soils in topographically extreme areas, meadows to some extent on potential agricultural sites. But regarding C concentration there was a trend to higher soil carbon stocks in meadows in comparison with pastures (median: 112 t C·ha<sup>-1</sup> or 78 t C·ha<sup>-1</sup>). With respect to total carbon stocks permanent grasslands did not differ from newly sown grasslands older than ten years.

In the same way climatic influences on soil carbon stocks were only observed via C concentration, which increased with increasing annual precipitation and increasing mean annual temperature.

The annual balance of carbon transformation which combines analytically determined pool sizes and fluxes (some of these parameters had to be taken from literature) resulted in an annual accumulation rate of C in grasslands between 1.5 and 3.3 t C·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. During the first two decades of pasture installation on former arable land the soil carbon stock of permanent grass-

lands could be restored, but a major part of accumulated C was certainly localized in labile fractions of soil organic matter.

In Thuringia the potential to enhance soil carbon stocks with the help of increasing biomass inputs is rather small because of continuous extensification of grassland management. This development is desirable also in terms of species diversity of grassland vegetation. The analysis of vegetational records resulted in a low plant diversity of the majority of study sites. In case of regularly renewed grassland, soil disturbance has to be carried out cautiously in order to reduce carbon losses due to respiration from the C-rich upper soil layers. Since livestock and fertilization rates are clearly below German average the potential for reduction of atmospheric trace gas emissions in Thuringia due to agricultural practices is limited.

## 7 Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, W. und DURKA, W. (1998): SORT 4.0.
- AERTS, R., C. BAKKER und H. D. CALUWE (1992): Root turnover as determinant of the cycling of C, N and P in a dry heathland ecosystem. - *Biogeochemistry* 15: 175-190.
- AERTS, R., F. BERENDSE, N. M. KLERK und C. BAKKER (1989): Root production and root turnover in two dominant species of wet heathlands. - *Oecologia* 81: 374-378.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern, Hannover, 392 S.
- AMATO, M. und A. PARDO (1994): Root length and biomass losses during sample preparation with different screen mesh sizes. - *Plant and Soil* 161: 199-303.
- AMELUNG, W., W. ZECH, X. ZHANG, R. F. FOLLETT, H. TIESSEN, E. KNOX und K.-W. FLACH (1998): Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. - *Soil Science Society of America Journal* 62: 172-181.
- AMUNDSON, R. (2001): The carbon budget in soils. - *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 29: 535-562.
- ANDERSON, J. M. (1991): The effects of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests. - *Ecological Applications* 1 (3): 326-347.
- ANDRÉN, O. (1987): Decomposition of shoot and root litter of barley, lucerne and meadow fescue under field conditions. - *Swedish Journal of Agricultural Research* 14: 113-122.
- ANDRÉN, O., K. RAJKAI und T. KÄTTERER (1993): Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. - *Biology and Fertility of Soils* 15: 1-8.
- BAKER, H. K. und E. A. GARWOOD (1959): Studies on the root development of herbage plants. IV. Seasonal changes in the root and stubble weights of various leys. - *Journal of the British Grassland Society* 14: 94-104.
- BALESDENT, J., G. H. WAGNER und A. MARIOTTI (1988): Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. - *Soil Science Society of America Journal* 52: 118-124.
- BARCZA, Z., L. HASZPRA, H. KONDO, N. SAIGUSA, S. YAMAMOTO und J. BARTHOLY (2003): Carbon exchange of grass in Hungary. - *Tellus* 55 B: 187-196.
- BAUER, A., C. V. COLE und A. L. BLACK (1987): Soil property comparisons in virgin grasslands between grazed and nongrazed management systems. - *Soil Science Society of America Journal* 51: 176-182.
- BERG, B. und V. MEENTEMEYER (2002): Litter quality in a north European transect versus carbon storage. - *Plant and Soil* 242: 83-92.
- BERG, B., M. MÜLLER und B. WESSEN (1987): Decomposition of red clover (*Trifolium pratense*) roots. - *Soil Biology & Biochemistry* 19 (5): 589-593.
- BIONDINI, M. E., W. K. LAUENROTH und O. E. SALA (1991): Correcting estimates of net primary production: Are we overestimating plant production in rangelands? - *Journal of Range Management* 44 (3): 194-198.

- BIRD, M. (1998): On global trends in soil organic matter. - unpubl. Manuskript.
- BISWELL, H. H. und J. E. WEAVER (1933): Effect of frequent clipping on the development of roots and tops of grasses in prairie sod. - *Ecology* 14: 368-390.
- BLOEMHOF, H. S. und F. BERENDSE (1995): Simulation of the decomposition and nitrogen mineralization of aboveground plant material in two unfertilized grassland ecosystems. - *Plant and Soil* 177: 157-173.
- BOEKER, P. (1974a): Die Wurzelentwicklung unter Rasengräserarten und -sorten. - *Rasen Turf Gazon* (1): 1-3.
- BOEKER, P. (1974b): Die Wurzelmassenentwicklung einiger Untergräser. - *Das Wirtschaftseigene Futter* 20: 82-94.
- BÖHLER, H. (1940): Die Verrottung umgebrochener Wiesennarbe bei anschließender Ackernutzung und ihr Einfluß auf den Pflanzenenertrag. - *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 90 (4): 535-570.
- BÖHM, W. (1979): Methods of studying root systems. - Hrsg.: W. D. BILLINGS, F. GOLLEY, O. L. LANGE und J. S. OLSON, *Ecological Studies*, 33, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 188 S.
- BOL, R., W. AMELUNG, C. FRIEDRICH und N. OSTLE (2000a): Tracing dung-derived carbon in temperate grassland using  $^{13}\text{C}$  natural abundance measurements. - *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1337-1343.
- BOL, R., E. KANDELER, W. AMELUNG, B. GLASER, M. C. MARX, N. PREEDY und K. LORENZ (2003): Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. - *Soil Biology & Biochemistry* 35: 1411-1421.
- BOL, R., N. OSTLE, C. FRIEDRICH, W. AMELUNG und I. SANDERS (2000b): The influence of dung amendments on dissolved organic matter in grassland soil leachates - Preliminary results from a lysimeter study. - *Isotopes in Environmental and Health Studies* 35 (1-2): 97-109.
- BOWMAN, R. A., J. D. REEDER und R. W. LOBER (1990): Changes in soil properties in a central plains rangeland soil after 3, 20, and 60 years of cultivation. - *Soil Science* 150 (6): 851-857.
- BRADFORD, M. A., G. T. TORDOFF, T. EGGERS, T. H. JONES und J. E. NEWINGTON (2002): Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. - *OIKOS* 99: 317-323.
- BREITSCHUH, G., K. EGERER, G. JÄGER, E. KÖHLER, K. LÄMMERHIRT, G. RUBACH, H. SEMISCH und H. UNGER (1999): Thüringer Landwirtschaft zwischen 2. Weltkrieg und Wiedervereinigung. - Hrsg.: Verband für Agrarforschung und -bildung Thüringen e. V., Jena, 214 S.
- BRIEMLE, G. (1990): Extensivierung von Dauergrünland - Forderungen und Möglichkeiten. - *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 67 (3): 345-370.
- BROUWER, R. (1967): Beziehungen zwischen Sproß- und Wurzelwachstum. - *Angewandte Botanik* 41: 244-254.
- BURKE, I. C., C. M. YONKER, W. J. PARTON, C. V. COLE, K. FLACH und D. S. SCHIMEL (1989): Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U. S. grassland soils. - *Soil Science Society of America Journal* 53: 800-805.
- BUYANOVSKY, G. A., C. L. KUCERA und G. H. WAGNER (1987): Comparative analyses of carbon dynamics in native and cultivated ecosystems. - *Ecology* 68 (6): 2023-2031.
- CAMBARDELLA, C. A. und E. T. ELLIOTT (1992): Particulate soil organic matter-changes across a grassland cultivation sequence. - *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.

- CAMBARDELLA, C. A. und E. T. ELLIOTT (1993): Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland. - Soil Science Society of America Journal 57: 1071-1076.
- CAMBARDELLA, C. A. und E. T. ELLIOTT (1994): Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. - Soil Science Society of America Journal 58: 123-130.
- CAMPBELL, C. A. und W. SOUSTER (1982): Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from Saskatchewan soils due to cropping. - Canadian Journal of Soil Science 62: 651-656.
- CAMPINO JOHNSON, I. (1978): Einfluss der Nutzungsintensität auf Kompartimente von Grünlandökosystemen. - Justus-Liebig-Universität, Dissertation, Giessen, 249 S.
- CANADELL, J. G., L. F. PITELKA und J. S. I. INGRAM (1996): The effects of elevated [CO<sub>2</sub>] on plant-soil below-ground: A summary and synthesis. - Plant and Soil 187: 391-400.
- CANODE, C. L., A. J. HIEBERT, T. S. RUSSELL und A. G. LAW (1977): Sampling technique for estimation of root production of Kentucky Bluegrass. - Crop Science 17: 28-30.
- CHENG, W., D. C. COLEMAN und J. E. BOX (1990): Root dynamics, production and distribution in agroecosystems on the Georgia Piedmont using minirhizotrons. - Journal of Applied Ecology 27: 592-604.
- COLE, C. V., K. FLACH, J. LEE, D. SAUERBECK und B. STEWART (1993): Agricultural sources and sinks of carbon. - Water, Air & Soil Pollution 70: 111-122.
- COLEMAN, D. C. (1973): Compartmental analysis of "total soil respiration": an exploratory study. - OIKOS 24: 361-366.
- COLEMAN, D. C. und A. SASSON (1980): Decomposer subsystem. - In: Grassland, system analysis and man, Hrsg.: A. I. BREYMEYER und G. M. VAN DYNE, Cambridge University Press, Cambridge, S. 609-655.
- COLLINS, H. P., L. F. ELLIOTT und R. I. PAPENDICK (1990): Wheat straw decomposition and changes in decomposability during field exposure. - Soil Science Society of America Journal 54: 1013-1016.
- CONANT, R. T. und K. PAUSTIAN (2001a): Spatial variability of soil organic carbon in grasslands: implications for detecting change at different scales. - Environmental Pollution 116: 127-135.
- CONANT, R. T. und K. PAUSTIAN (2001b): Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. - Global Biogeochemical Cycles 16 (4): 90-1-90-9.
- CONANT, R. T., K. PAUSTIAN und E. T. ELLIOTT (2001): Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. - Ecological Applications 11 (2): 343-355.
- CORNELISSEN, J. H. C. (1996): An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. - Journal of Ecology 84: 573-582.
- CRAWFORD, M. C., P. R. GRACE, W. D. BELLOTTI und J. M. OADES (1997): Root production of a barrel medic (*Medicago trunculata*) pasture, a barley grass (*Hordeum leporinum*) pasture, and a faba bean (*Vicia faba*) crop in southern Australian. - Australian Journal of Agricultural Research 48: 1139-1150.
- CURRY, J. P. (1969): The decomposition of organic matter in soil part I. The role of the fauna in decaying grassland herbage. - Soil Biology & Biochemistry 1: 253-258.

- DAHLMAN, R. C. (1968): Root production and turnover of carbon in the root-soil matrix of a grassland ecosystem. - "Methods of productivity studies in root systems and rhizosphere organisms", Leningrad, S. 11-21.
- DALAL, R. C. und R. J. MAYER (1986): Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. - Australian Journal of Soil Research 24: 281-292.
- DAVIDSON, E. A. und I. L. ACKERMANN (1993): Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. - Biogeochemistry 20: 161-193.
- DAVIDSON, E. A., D. C. NEPSTADT, C. KLINK und S. E. TRUMBORE (1995): Pasture soils as carbon sinks. - Nature 376: 472-473.
- DAWSON, L. A., S. J. GRAYSTONE und E. PATERSON (2000): Effect of grazing on the roots and the rhizosphere of grasses. - In: Grassland ecophysiology and grazing ecology, Hrsg.: G. LEMAIRE, J. HODGSON, A. DE MORAES, C. NABINGER und P. C. DE F. CARVALHO, CABI Publishing, Wallingford, S. 61-84.
- DEINUM, B. (1985): Root mass of grass swards in different grazing systems. - Netherlands Journal of Agricultural Science 33: 377-384.
- DERNER, J. D., D. D. BRISKE und T. W. BOUTTON (1997): Does grazing mediate soil carbon and nitrogen accumulation beneath C-4, perennial grasses along an environmental gradient. - Plant and Soil 191 (2): 147-156.
- DICKINSON, C. H. (1974): Decomposition of litter in soil. - In: Biology of plant litter decomposition, Hrsg.: C. H. DICKINSON und G. J. F. PUGH, Academic Press, London and New York, S. 633-658.
- DICKINSON, N. M. (1982): Investigations and measurement of root turnover in semi-permanent grassland. - Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol 19 (3): 307-314.
- DIERSCHKE, H. (1996): Weiden und Wiesen in Europa - ein Überblick. - "Wiesen und Weiden - ein gefährdetes Kulturerbe Europas", Forum der Kunst- und Ausstellungshalle der Bundesrepublik Deutschland, S. 47-62.
- DIERSCHKE, H. (1997): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands - Heft 3 - Molinio - Arrhenatheretea (E1). - Hrsg.: FLORISTISCH-SOZIOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT, Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V., Göttingen, 74 S.
- DIEZ, T. und G. BACHTHALER (1978): Auswirkungen unterschiedlicher Fruchtfolge, Düngung und Bodenbearbeitung auf den Humusgehalt der Böden. - Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 55 (3): 368-377.
- DORMAAR, J. F. und W. D. WILLMS (1998): Effect of forty-four years of grazing on fescue grassland soils. - Journal of Range Management 51: 122-126.
- DREW, M. C. und L. R. SAKER (1980): Assessment of a rapid method, using soil cores, for estimating the amount and distribution of crop roots in the field. - Plant and Soil 55: 297-305.
- EDWARDS, C. A. und J. R. LOFTY (1977): The role of earthworms in organic matter cycles. - In: Earthworm ecology, Hrsg.: EDWARDS, C. A., St. Lucie Press, Washington D. C., S. 168-181.
- EISSENSTAT, D. M. und R. D. YANAI (1997): The ecology of root lifespan. - Advances in Ecological Research 27: 1-60.



- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER und D. PAULIEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2. Auflage, Scripta Geobotanica 18: 258 S.
- ELLIOTT, E. T. (1986): Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. - Soil Science Society of America Journal 50: 627-633.
- ERMICH, D. und H. UNGER (1968): Über einige Ergebnisse der Anwendung des Zellulosetests in Bodenbearbeitungsversuchen. - Tagungsberichte der DAL, 98, S. 247-256.
- ESWARAN, H., E. V. D. BERG und P. REICH (1993): Organic carbon in soils of the world. - Soil Science Society of America Journal 57: 192-194.
- FIALA, K. (1979): Estimation of annual increment of underground plant biomass in a grassland community (Polygalo-Nardetum). - Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 14: 1-10.
- FIALA, K. (1990): Live and dead underground plant biomass in a natural meadow hydrosere. - Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 25 (1): 113-135.
- FIALA, K. und V. STUDENY (1987): Cutting and fertilization effect on the root system in several grassland stands. - Ekologia (CSSR) 6 (4): 389-402.
- FIALA, K. und V. ZELENÁ (1991): Effect of moving frequencies on underground plant biomass and soil organic matter content in different meadow stands. - "Root ecology and its practical application, 3. ISRR Symposium.", Wien, Hrsg.: L. KUTSCHERA, E. HÜBL, E. LICHTENEGGER, H. PERSSON und M. SOBOTIK, Verein für Wurzelforschung, Klagenfurt, S. 423-426.
- FRANKEN, H. (1985): Einfluß der Landbewirtschaftung auf die Humusversorgung. - "Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz", Gießen, Hrsg.: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, S. 19-29.
- FRANZLUEBBERS, A. J., R. L. HANEY, F. M. HONS und D. A. ZUBERER (1996): Active fractions of organic matter in soils with different texture. - Soil Biology & Biochemistry 28 (10/11): 1367-1372.
- FREYTAG, H. E. (1980): Inerte und umsetzbare Anteile der organischen Bodensubstanz. - Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 24 (1): 19-24.
- FRIEDEL, J. (1993): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 11: 253.
- FUHRER, J., T. GUTERMANN, J. V. AH, M. BENISTON, M. DELALOYE, G. EICHENBERGER, C. EMMENEGGER, P. KNOEPFEL, A. PETRASCHECK, D. VISCHER, J.-J. WAGNER und E. WIEGANDT (1997): Klimaänderung und Grünland. - Schlußbericht NFP 31, vdf Hochschulverlag AG, ETH Zürich, 309 S.
- GANUZA, A. und G. ALMENDROS (2003): Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. - Biology and Fertility of Soils 37: 154-162.
- GARWOOD, E. A. (1967): Seasonal variation in appearance and growth of grass roots. - Journal of the British Grassland Society 22: 121-130.
- GILL, R. A. (2002): Using simple environmental variables to estimate belowground productivity in grasslands. - Global Ecology & Biogeography 11: 79-86.
- GISI, U. und J. J. OERTLI (1981): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. - II. Veränderungen in ober- und unterirdischer Pflanzenmasse. - Acta Oecologica 2 (1): 79-86.

- GOLCHIN, A., J. M. OADES, J. O. SKJEMSTAD und P. CLARKE (1994): Soil structure and carbon cycling. - Australian Journal of Soil Research 32: 1043-1068.
- GORISSEN, A., J. H. V. GINKEL, J. J. B. KEURENTJES und J. A. V. VEEN (1995): Grass root decomposition is retarded when grass has been grown under elevated CO<sub>2</sub>. - Soil Biology & Biochemistry 27 (1): 117-120.
- GUO, L. B. und R. M. GIFFORD (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. - Global Change Biology 8: 345-360.
- HAGEDORN, H., P. SCHLEPPI, P. WALDNER und H. FLÜHLER (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments - the significance of water flow paths. - Biogeochemistry 50 (2): 137-161.
- HAIDER, K. und F.-F. GRÖBLINGHOFF (1990): Biochemische Umsetzungen und Humusbildung in Böden unterschiedlicher Bewirtschaftung. - Kali-Briefe 20 (1): 31-48.
- HANSSON, A.-C. und E. STEEN (1984): Methods of calculating root production and nitrogen uptake in an annual crop. - Swedish Journal of Agricultural Research 14: 191-200.
- HANSSON, A.-C. und O. ANDRÉN (1986): Below-ground plant production in a perennial grass ley (*Festuca pratensis* Huds.) assessed with different methods. - Journal of Applied Ecology 23: 657-666.
- HASSINK, J. (1992): Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. - Biology and Fertility of Soils 14: 126-134.
- HASSINK, J. (1993): Relationship between the amount and the activity of the microbial biomass in Dutch grassland soils: comparison of the fumigation-method and the substrate-induced respiration method. - Soil Biology & Biochemistry 25 (5): 533-538.
- HASSINK, J. (1994): Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. - Soil Biology & Biochemistry 26 (9): 1221-1231.
- HASSINK, J. (1995): Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. - Soil Biology & Biochemistry 27 (8): 1099-1108.
- HASSINK, J. (1996): Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. - Soil Science Society of America Journal 60: 487-491.
- HASSINK, J. (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. - Plant and Soil 191: 77-87.
- HASSINK, J. und A. P. WHITMORE (1997): A model of the physical protection of organic matter in soils. - Soil Science Society of America Journal 61: 131-139.
- HASSINK, J., A. P. WHITMORE und J. KUBÁT (1997): Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter. - European Journal of Agronomy 7: 189-199.
- HEATH, G. W., M. K. ARNOLD und C. A. EDWARDS (1966): Studies in leaf litter breakdown. I. Breakdown rates of leaves of different species. - Pedobiologia 6: 1-12.
- HELAL, M. H. (1991): An index for estimating the living part of plant roots. - "Root ecology and its practical application", 3. ISRR Symposium, Wien, Hrsg.: L. KUTSCHERA, E. HÜBL, E. LICHTENEGGER, H. PERSSON und M. SOBOTIK, Verein für Wurzelforschung, Klagenfurt, S. 739-742.

- HELAL, H. M. und D. SAUERBECK (1984): Influence of plant roots on C and P metabolism in soil. - Plant and Soil 76: 175-182.
- HELAL, H. M. und D. SAUERBECK (1986): Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149: 181-188.
- HELAL, H. M. und D. SAUERBECK (1989): Carbon turnover in the rhizosphere. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152: 211-216.
- HENDRIKSEN, N. B. (1990): Leaf litter selection by detritivore and geophagus earthworms. - Biology and Fertility of soils 10: 17-21.
- HENRIKSEN, T. M. und T. A. BRELAND (1999): Decomposition of crop residues in the field: evaluation of a simulation model developed from microcosm studies. - Soil Biology & Biochemistry 31: 1423-1434.
- HERSEMANN, H. und H. SÖCHTIG (1985): Veränderungen der Art und Menge der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung, gemessen an einigen chemischen und biologischen Parametern. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43 (1): 365-369.
- HOCHBERG, H. (2003): Persönliche Mitteilung.
- HOCHBERG, H. und H. TELLER (1993): Grünlandnutzung heute. - Neue Landwirtschaft 2: 60-63.
- HONTORIA, C., J. C. RODRÍGUEZ-MURILLO und A. SAA (1999): Relationships between soil organic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. - Soil Science Society of America Journal 63: 614-621.
- HOOGERKAMP, M. (1973): Accumulation of organic matter under grassland and its effects on grassland and on arable crops. - Agricultural Research Reports 806: 24.
- HOPKINS, D. W., D. M. IBRAHIM, A. G. O'DONNELL und R. S. SHIEL (1990): Decomposition of cellulose, soil organic matter and plant litter in a temperate grassland soil. - Plant and Soil 124: 79-85.
- HOPKINS, D. W., J. A. CHUDEK und R. S. SHIEL (1993): Chemical characterization and decomposition of organic matter from two contrasting grassland soil profiles. - Journal of Soil Science 44: 147-157.
- HOUGHTON, R. A. (2003): Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? - Global Change Biology (9): 500-509.
- HOUGHTON, R. A., J. E. HOBBIE, J. M. MELILLO, B. MOORE, B. J. PETERSON, G. R. SHAVER und G. M. WOODWELL (1983): Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. - Ecological Monographs 53 (3): 235-262.
- HOUSE, G. J. und R. E. STINNER (1987): Decomposition of plant residues in no-tillage agroecosystems: influence of litterbag mesh size and soil arthropods. - Pedobiologia 30: 351-360.
- HUNDT, R. (1998): Vegetationskundliche Modelluntersuchungen am Grünland der Vorderen Rhön als Grundlage für eine umweltgerechte Nutzung und deren ökologisch fundierte Förderung. - 1. Monographie 1998, Mitteilungen aus dem Biosphärenreservat Rhön/Thüringen, Kaltensundheim, 202 S.
- HUNDT, R. (2001): Ökologisch-geobotanische Untersuchungen an den mitteldeutschen Wiesengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung ihres Wasserhaushaltes und ihrer Veränderung durch die Intensivbewirtschaftung im Rahmen der Großflächenproduktion. - Mitteilungen aus dem Biosphärenreservat Rhön/Thüringen, Hrsg.: BIOSHÄRENRESERVAT RHÖN/THÜRINGEN, Kaltensundheim, 366 S.

- HUNDT, R. und H. UNGER (1968): Untersuchungen über die zellolytische Aktivität unter Grünlandgesellschaften. - Tagungsberichte der DAL, 98, 263-275.
- HYVÖNEN, R., G. I. AGREN und E. BOSATTA (1998): Predicting long-term soil carbon storage from short-term information. - Soil Science Society of America Journal 62: 1000-1005.
- JAKRLOVÁ, J. (1968): Flooded meadow communities - An analysis of their productivity in a wet year. - Folia geobotanica et phytotaxonomica 3: 345-354.
- JAKUBCZYK, H. (1976): The dependence of the rate of plant material decomposition in a meadow upon mineral fertilization and environmental factors. - Polish Ecological Studies 2 (4): 259-286.
- JANSSENS, I. A., A. FREIBAUER, P. CIAIS, P. SMITH, G.-J. NABUURS, G. FOLBERTH, B. SCHLAMADINGER, W. A. HUTJES, R. CEULEMANS, E.-D. SCHULZE, R. VALENTINI und A. J. DOLMAN (2003): Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12 % of European anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions. - Science 300: 1583-1542.
- JANSSENS, I. A., A. FREIBAUER, R. CEULEMANS, P. CIAIS, H. DOLMAN, M. HEIMANN, G.-J. NABUURS, B. SCHLAMADINGER, E.-D. SCHULZE, P. SMITH und R. VALENTINI (in Vorbereitung): Terrestrial carbon balance differs largely among European countries.
- JENKINSON, D. S. und J. H. RAYNER (1977): The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. - Soil Science 123 (5): 298-305.
- JOHNEN, B. G. (1974): Bildung, Menge und Umsetzung von Pflanzenwurzeln im Boden. - Friedrich-Wilhelms-Universität, Dissertation, Bonn, 167 S.
- JOHNSTON, A., J. F. DORMAAR und S. SMOLIAK (1970): Long-term grazing effects on Fescue grassland soils. - Journal of Range Management 24 (3): 185-188.
- KAHLE, M., M. KLEBER und M. JAHN (2002): Carbon storage in loess derived surface soils from Central Germany: Influence of mineral phase variables. - Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165: 141-149.
- KAISER, E.-A. und O. HEINEMEYER (1993): Seasonal variation of soil microbial biomass carbon within the plough layer. - Soil Biology & Biochemistry 25 (12): 1649-1655.
- KALBURTI, K. L., A. P. MAMOLOS und S. K. KOSTOPOULOU (1998): Litter dynamics of *Dactylis glomerata* and *Vicia villosa* with respect to climatic and soil characteristics. - Grass and Forage Science 53: 225-232.
- KALINOWSKA, A. und H. MOCHNACKA-LAWACZ (1976): Grassland ecosystem IBP summary sheet analysis. - Polish Ecological Studies 2 (2): 163-169.
- KELLY, R. H., I. C. BURKE und W. K. LAUENROTH (1996): Soil organic matter and nutrient availability responses to reduced plant inputs in shortgrass steppe. - Ecology 77 (8): 2516-2527.
- KERSCHBERGER, M. (1993): Richt- und Grenzwerte zur Bewertung der Bodenreaktion (pH-Wert), Makro- und Mikronährstoffen (in Böden und Pflanzen), Humusgehalten im Boden sowie Schadstoffen im Boden und in Klärschlamm. - Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Thüringen 6: 1-53.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. - Soil Biology & Biochemistry 27 (6): 753-760.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. (2000): Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming. - Biogeochemistry 48: 21-51.

- KLAPP, E. (1957): Bodenphysikalische und bodenchemische Werte einiger Pflanzengesellschaften des Grünlandes. - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 6/7: 235-246.
- KLEBER, M. (1997): Carbon exchange in humid grassland soils. - Hrsg.: W. R. FISCHER, M. KAUPENJOHANN, K. ROTH und K. STAHR, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 41, Stuttgart, 264 S.
- KLIMANEK, E.-M. (1990): Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. - Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 34 (8): 569-577.
- KLIMANEK, E.-M. (1990): Umsetzungsverhalten von Ernterückständen. - Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 34 (8): 559-567.
- KMOCH, H. G. (1952): Über den Umfang und einige Gesetzmäßigkeiten der Wurzelmassebildung unter Grasnarben. - Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 95: 363-380.
- KNIEVEL, D. P. (1973): Procedure for estimating ratio of live to dead root dry matter in root core samples. - Crop Science 13: 124-126.
- KOCH, H. G. (1953): Wetterheimatkunde von Thüringen. - VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 190 S.
- KOEPF, H. (1956): Zur Dynamik des Abbaues organischer Substanzen in verschiedenen Böden. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 73 (1): 48-59.
- KÖRNER, C., B. SCHILCHER und S. PELAEZ-RIEDL (1993): Vegetation und Treibhausproblematik: Eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoff-Bilanz. - In: Bestandsaufnahme anthropogene Klimaänderung: Mögliche Auswirkungen auf Österreich - Mögliche Maßnahmen in Österreich, Hrsg.: ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN - KOMMISSION FÜR REINHALTUNG DER LUFT, Wien, Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften: Kap. 6.
- KÖRSCHENS, M. (1995): Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N- Dynamik auf Lössschwarzerden als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Düngung und -Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen. - In: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes, Hrsg.: M. KÖRSCHENS und E.-G. MAHN, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig, S. 167-202.
- KÖRSCHENS, M. und A. MÜLLER (1994): Nachhaltige Bodennutzung, gemessen am Ertrag sowie an C- und N-Bilanzen. - Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 38: 373-381.
- KÖRSCHENS, M. (1995): Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N- Dynamik auf Lössschwarzerden als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Düngung und -Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen. - In: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes., Hrsg.: M. KÖRSCHENS und E.-G. MAHN, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig, S. 167-202.
- KONONOVA, M. M., T. Z. NOWAKOWSKI und G. A. GREENWOOD (1966): Soil organic matter. - Pergamon Press, Oxford, 544 S.
- KOTAŃSKA, M. (1970): Morfologia i Biomasa Podziemnych Organów Roslin w Zbiorowiskach Lakowych Ojcowskiego Parku Narodowego. - Studia Naturae Serie A (4): 1-108.

- KOTAŃSKA, M. (1975): Primary productivity in the meadow of the Hieracio-Nardetum strictae association in the Gorce Mountains (Southern Poland). - Bulletin de l'academie polonaise des sciences 23 (9): 623-627.
- KOUKOURA, Z., A. P. MAMOLOS und K. L. KALBURTI (2003): Decomposition of dominant plant species litter in a semi-arid grassland. - Applied Soil Ecology 23: 13-23.
- KOZOVA, J. (1962): Mikrobiologische Zellulosezersetzung unter natürlichen Bedingungen. - Zentralblatt Bakteriologie II 116: 459-468.
- KRISTENSEN, H. L., K. DEBOSZ und G. W. MCCARTY (2003): Short-term effects of tillage on mineralization of nitrogen and carbon in soil. - Soil Biology & Biochemistry 35: 979-986.
- KUZYAKOV, Y., A. KRETZSCHMAR und K. STAHR (1999a): Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. - Plant and Soil 213: 127-136.
- KUZYAKOV, Y., G. YILMAZ und K. STAHR (1999b): Abbau der Rückstände von *Lolium perenne* und dadurch initiierte Priming-Effekte in Böden unterschiedlicher Nutzung. - Agribiological Research 52 (1): 25-34.
- LARCHER, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. UTB Stuttgart.
- LAVAHUN, M. F. E., R. G. JOERGENSEN und B. MEYER (1996): Activity and biomass of soil microorganisms at different depths. - Biology and Fertility of Soils 23: 38-42.
- LAVELLE, P., B. PASHANASI, F. CHARPENTIER, C. GILOT, J.-P. ROSSI, L. DEROUARD, J. ANDRE, J.-F. PONGE und N. BERNIER (1998): Large-scale effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics. - In: Earthworm ecology. Hrsg.: EDWARDS, C. A., St. Lucie Press, Washington D. C., S. 103-122.
- LECAIN, D. R., J. A. MORGAN, G. E. SCHUMAN, J. D. REEDER und R. HART (2000): Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. - Journal of Range Management 53: 199-206.
- LEINWEBER, P. und G. REUTER (1988): Menge und Qualität organisch-mineralischer Komplexe in Böden unterschiedlicher Standorte. - Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin, 269: 223-235.
- LONG, S. P. und P. R. HUTCHIN (1991): Primary production in grasslands and coniferous forests with climate change: an overview. - Ecological Applications 1 (2): 139-156.
- LORENZ, R. L. und G. A. ROGLER (1967): Grazing and fertilization affect root development of range grasses. - Journal of Range Management 20: 129-131.
- MATTHES, H.-D. (1993): Umweltverträgliche Grünlandnutzung im Tiefland - Pflege und Erhaltung durch Nutztiere. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflge 63: 55-60.
- MCTIERNAN, S. C. JARVIS, D. SCHOLEFIELD und M. H. B. HAYES (2001): Dissolved organic carbon losses from grazed grasslands under different management regimes. - Water Research 35 (10): 2565-2569.
- MEUSEL, F. und A. RINGLER (1993): Chancen für eine naturschutzintegrierte Landnutzung in ostdeutschen Mittelgebirgen - neue Wege für die Förderung und Umsetzung. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflge 63: 61-71.
- MILCHUNAS, D. G. und W. K. LAUENROTH (1992): Carbon dynamics and estimates of primary production by harvest,  $^{14}\text{C}$  dilution, and  $^{14}\text{C}$  turnover. - Ecology 73 (2): 593-607.
- MILCHUNAS, D. G. und W. K. LAUENROTH (1993): Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. - Ecological Monographs 63 (4): 327-366.

- MILNER, C. und R. E. HUGHES (1970): Methods for the measurement of primary production of grassland. - IBP Handbook No. 6, Blackwell Scientific, Oxford and Edinburgh, 70 S.
- MORETTO, A. S., R. A. DISTEL und N. G. DIDONÉ (2001): Decomposition and nutrient dynamic of leaf litter and roots from palatable and unpalatable grasses in a semi-arid grassland. - *Applied Soil Ecology* 18: 31-37.
- MÜLLER, G. und H. WINKLER (1968): Mikrobiologische Gesichtspunkte der Zellulosezersetzung. - *Tagungsberichte der DAL*, 98: 9-17.
- MULLER, C., R. J. STEVENS und R. J. LAUGHLIN (2003): Evidence of carbon stimulated N transformations in grassland soil after slurry application. - *Soil Biology & Biochemistry* 35 (2): 285-293.
- NAETH, M. A., A. W. BAILEY, D. J. PLUTH, D. S. CHANASYK und R. T. HARDIN (1991): Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. - *Journal of Range Management* 44 (1): 7-12.
- NAJMR, S. (1957): Über die Methode der Isolierung der Wurzelsysteme der Futterpflanzen aus dem Boden. - *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* 104: 103-109.
- NEILL, C. (1992): Comparison of soil coring and ingrowth methods for measuring belowground production. - *Ecology* 73 (5): 1918-1921.
- NICHOLS, J. D. (1984): Relation of organic carbon to soil properties and climate in the southern Great Plains. - *Soil Science Society of America Journal* 48: 1382-1384.
- NIEDER, R. und J. RICHTER (1986): C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krumenvertiefung. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149: 189-201.
- NIKLAUS, P. A., P. W. LEADLEY, J. STÖCKLIN und C. KÖRNER (1998): Nutrient relations in calcareous grassland under elevated CO<sub>2</sub>. - *Oecologia* 116: 67-75.
- NILSSON, J. (1970): Notes on the biomass and productivity of belowground organs of a south-Swedish hay-meadow. - *Botaniska notiser* 123: 183-194.
- NORBY, R. J. (1994): Issues and perspectives for investigating root responses to elevated atmospheric carbon dioxide. - *Plant and Soil* 165: 9-20.
- OADES, J. M. (1984): Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. - *Plant and Soil* 76: 319-337.
- OBERDORFER, E. (1993): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften.*, Bände II und III, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag Jena.
- OJIMA, D. S., W. J. PARTON, D. S. SCHIMEL, J. M. O. SCURLOCK und T. G. F. KITTEL (1993): Modeling the effects of climatic and CO<sub>2</sub> changes on grassland storage of soil C. - *Water, Air & Soil Pollution* 70: 643-657.
- OPITZ VON BOBERFELD, W. (1972): Zur Problematik des Stichprobenumfanges bei Wurzelgewichtsfeststellungen von Rasengräsern. - *Rasen Turf Gazon* 3 (2): 51-53.
- PARFITT, R. L., G. J. SALT und S. SAGGAR (2001): Effect of leaching and clay content on carbon and nitrogen mineralization in maize and pasture soils. - *Australian Journal of Soil Research* 39: 535-542.

- PARTON, W. J., D. S. SCHIMEL, C. V. COLE und D. S. OJIMA (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grassland. - Soil Science Society of America Journal 51: 1173-1179.
- PARTON, W. J., J. M. O. SCURLOCK, D. S. OJIMA, D. S. SCHIMEL, D. O. HALL und S. G. MEMBERS (1995): Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. - Global Change Biology 1: 13-22.
- PAULSEN, J. (1995): Der biologische Kohlenstoffvorrat der Schweiz. - Verlag Rüegger, Chur/Zürich, 127 S.
- PILÁT, A. (1969): Underground dry weight in the grassland communities of *Arrhenatheretum elatoris alopecure-tosetum pratensis* R. Tx. 1937 and *Mesobrometum erecti stipetosum* VICHEREK 1960. - Folia geobotanica et phytotaxonomica 4 (2): 225-234.
- PLEWCZYŃSKA-KURAŚ, U. (1976): Estimation of biomass of the underground parts of meadow herbage in three variants of fertilization. - Polish Ecological Studies 2 (4): 63-74.
- POST, W. M. und L. K. MANN (1990): Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. - In: Soils and the greenhouse effect, Hrsg.: A. F. BOUWMAN, John Wiley & Sons Ltd., Chichester - New York - Brisbane - Toronto - Singapore, S. 401-406.
- POST, W. M. und K. C. KWON (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. - Global Change Biology 6: 317-327.
- POTTER, C. S., J. T. RANDERSON, C. B. FIELD, P. A. MATSON, P. M. VITOUSEK, H. A. MOONEY und S. A. KLOOSTER (1993): Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. - Global Biogeochemical Cycles 7 (4): 811-814.
- PRONCZUK, J. (1976): Grassland coenoses in Poland - Their character, productivity and ecological importance. - Polish Ecological Studies 2 (2): 7-15.
- REEDER, J. D. und G. E. SCHUMAN (2002): Influence of livestock grazing on C-sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. - Environmental Pollution 116: 457-463.
- RODRIGUEZ-MURILLO, J. C. (2001): Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. - Biology and Fertility of Soils 33: 53-61.
- RÖMKENS, P. F. A. M., J. V. D. PLICHT und J. HASSINK (1999): Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. - Biology and Fertility of Soils 28: 277-284.
- RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. - Aschendorff Münster, Münster, 312 S.
- RUTKOWSKÁ, B., B. STAŃKO-BRÓDKOWA und E. LEWICKA (1976): The production of plant biomass on perennial and newly sown pastures in relation to fertilization. - Polish Ecological Studies 2 (2): 91-101.
- RYCHNOVSKÁ, M. (1976): Alluvial grassland hydrosere: Primary production and plant processes. - Polish Ecological Studies 2 (2): 103-112.
- RYCHNOVSKÁ, M. (1993): Structure and functioning of seminatural meadows. - Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology, 27, Elsevier, Amsterdam, 386 S.
- SAGGAR, S., A. PARSHOTAM, G. P. SPARLING, C. W. FELTHAM und P. B. S. HART (1996): <sup>14</sup>C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. - Soil Biology & Biogeochemistry 28 (12): 1677-1686.



- SAUERBECK, D. (1968): Die Umsetzung markierter organischer Substanz im Boden in Abhängigkeit von Art, Menge und Rottegrad. - *Landwirtschaftliche Forschung* 21 (2): 91-102.
- SAUERBECK, D. (1993): Einführung: Wechselseitige Beeinflussung von Klima und Boden: Probleme-Bereiche-Prozesse. - *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 69: 193-200.
- SAUERBECK, D. (2001): CO<sub>2</sub> emissions and C-sequestration by agriculture - perspectives and limitations. - *Nutrient cycling in Agroecosystems* 60 (1-3): 253-266.
- SAUERBECK, D. R. und M. A. GONZALES (1977): Field decomposition of carbon-14-labelled plant residues in various soils of the Federal Republic of Germany and Costa Rica. - "Soil organic matter studies", Braunschweig, International Atomic Energy Agency, 1, S. 159-170.
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHSCHABEL (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. - Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 491 S.
- SCHIMEL, D. S., D. C. COLEMAN und K. A. HORTON (1985): Soil organic matter dynamics in paired rangeland and cropland toposequences in North Dakota. - *Geoderma* 36: 201-214.
- SCHIMEL, D. S., B. H. BRASWELL, E. A. HOLLAND, R. MCKEOWN, D. S. OJIMA, T. H. PAINTER, W. J. PARTON und A. R. TOWNSEND (1994): Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. - *Global Biogeochemical Cycles* 8 (3): 279-293.
- SCHIMEL, D. S., J. I. HOUSE, K. A. HIBBARD, P. BOUSQUET, P. CIAIS, P. PEYLIN, B. H. BRASWELL, M. J. APPS, D. BAKER, A. BONDEAU, J. CANADELL, G. CHURKINA, W. CRAMER, A. S. DENNING, C. B. FIELD, P. FRIEDLINGSTEIN, C. GOOLAE, M. HEIMANN, R. A. HOUGHTON, J. M. MELILLO, B. MOORE III, D. MURDIYARSO, I. NOBLE, S. W. PACALA, I. C. PRENTICE, M. R. RAUPACH, P. J. RAYNER, R. J. SCHOLES, W. L. STEFFEN und C. WIRTH (2001): Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. - *Nature* 414: 169-172.
- SCHINNER, F. (1986): Die Bedeutung der Mikroorganismen und Enzyme im Boden. - *Veröffentlichungen der landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt Linz* 18: 15-39.
- SCHLESINGER, W. H. (1977): Carbon balance in terrestrial detritus. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 51-81.
- SCHLESINGER, W. H. (1990): Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. - *Nature* 348: 232-234.
- SCHRÖDER, D. und H. GEWEHR (1977): Stroh- und Zelluloseabbau in verschiedenen Bodentypen. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 140: 273-284.
- SCHULTEN, H.-R. (1990): Characterization of cultivation effects on soil organic matter. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 153: 97-105.
- SCHUMAN, G. E., J. D. REEDER, J. T. MANLEY, R. HART und W. A. MANLEY (1999): Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. - *Ecological Applications* 9 (1): 65-71.
- SCHUSTER, J. L. (1964): Root development of native plants under tree grazing intensities. - *Ecology* 45 (1): 63-70.

- SCURLOCK, J. M. O. und D. O. HALL (1998): The global carbon sink: a grassland perspective. - *Global Change Biology* 4: 229-233.
- SEASTEDT, T. R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. - *Annual Review of Entomology* 29: 25-46.
- SEASTEDT, T. R. und C. C. COXWELL (1994): Controls of plant and soil carbon in a semihumid temperate grassland. - *Ecological Application* 4 (2): 344-353.
- SEASTEDT, T. R., W. J. PARTON und D. S. OJIMA (1992): Mass loss and nitrogen dynamics of decaying litter of grasslands: the apparent nitrogen immobilization potential of root detritus. - *Canadian Journal of Botany* 70: 384-391.
- SEIDEL, G. (2003): *Geologie von Thüringen*. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 601 S.
- SHARIFF, A. R., M. E. BIONDINI und C. E. GRYGIEL (1994): Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. - *Journal of Range Management* 47 (6): 444-449.
- SIMON, T. und E. KOVACS-LANG (1976): Phytomass production and environmental conditions of grasslands on sand soil at Cseveharasz (IBP experimental area in Hungary). - *Polish Ecological Studies* 2 (2): 121-127.
- SIMS, P. L. und J. S. SINGH (1978): The structure and function of ten western north american grasslands. III. Net primary production, turnover and efficiencies of energy capture and water use. - *Journal of Ecology* 66: 573-597.
- SIMS, Z. R. und G. A. NIELSEN (1986): Organic carbon in Montana soils as related to clay content and climate. - *Soil Science Society of America Journal* 50: 1269-1271.
- SINGH, J. S., W. K. LAUENROTH, H. W. HUNT und D. M. SWIFT (1984): Bias and random errors in estimators of net root production: A simulation approach. - *Ecology* 65 (6): 1760-1764.
- SMITH, V. C. und M. A. BRADFORD (2003): Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. - *Applied Soil Ecology* 24: 197-203.
- SMUCKER, A. J. M. (1991): Contemporary analytical methods for quantifying plant root dynamics. - "Root ecology and its practical application", 3. ISSR Symposium, Wien, Hrsg.: L. KUTSCHERA, E. HÜBL, E. LICHTENEGGER, H. PERSSON und M. SOBOTIK, Verein für Wurzelforschung, Klagenfurt, S. 721-726.
- SPARLING, G. P. (1992): Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. - *Australian Journal of Soil Research* 30: 195-207.
- SPEIDEL, B. (1973): Primary production and root activity of a golden oat meadow with different fertilizer treatments. - *Polish Ecological Studies* 2 (2): 77-89.
- SPEIDEL, B. und A. WEIß (1972): Zur ober- und unterirdischen Stoffproduktion einer Goldhaferwiese bei verschiedener Düngung. - *Angewandte Botanik* 46: 75-93.
- SPEIDEL, B. und A. WEIß (1974): Untersuchungen zur Wurzelaktivität unter einer Goldhaferwiese. - *Angewandte Botanik* 48: 137-154.
- SPRINGOB, G., S. BRINKMANN, N. ENGEL, H. KIRCHMANN und J. BÖTTCHER (2001): Organic C levels of Ap horizons in North Germany Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164: 681-690.

- STANTON, N. L. (1988): The underground in grasslands. - *Annual Review in Ecology and Systematics* 19: 573-589.
- STEEN, E. (1984): Variation of root growth in a grass ley studied with a mesh bag technique. - *Swedish Journal of Agricultural Research* 14: 93-97.
- STEEN, E. (1985): Root and rhizome dynamics in a perennial grass crop during an annual growth cycle. - *Swedish Journal of Agricultural Research* 15: 25-30.
- STEMMER, M., M. H. GERZABEK und E. KANDELER (1998): Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soil obtained after low energy sonication. - *Soil Biology & Biochemistry* 30 (1): 9-17.
- STEMMER, M., K. ROTH und E. KANDELER (2000): Carbon mineralization and microbial activity in a field site trial used for  $^{14}\text{C}$  turnover experiments over a period of 30 years. - *Biology and Fertility of Soils* 31: 294-302.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER, M. EBERLE und R. ALDAG (1988): Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151: 341-347.
- TATE, K. R. (1992): Assessment, based on a climosequence of soils in tussock grasslands, of soil carbon storage and release in response to global warming. - *Journal of Soil Science* 43: 697-707.
- TATE, R. L. (1987): *Soil organic matter - biological and ecological aspects*. - John Wiley & Sons, New York.
- TAYLOR, B. und D. PARKINSON (1988): A new microcosm approach to litter decomposition studies. - *Canadian Journal of Botany* 66: 1933-1939.
- TAYLOR, B. R., D. PARKINSON und W. F. J. PARSONS (1989): Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates. A microcosm test. - *Ecology* 70 (1): 97-104.
- TAYLOR, H. M., D. R. UPCHURCH, J. M. BROWN und H. H. ROGERS (1991): Some methods of root investigation. - In: *Plant roots and their environment*, Hrsg.: B. L. MCMICHAEL und H. PERRSON, Elsevier Science, S. 553-564.
- TESAŘOVÁ, M. (1970): Cellulose decomposition in soils of some alluvial meadow plant communities. - Czechosl. IBP/PT-PP Report, Bratislava, S. 57-60.
- TESAŘOVÁ, M. (1972): Decomposition of plant litter in alluvial meadow plant communities. - Czechosl. IBP/PT-PP Report, Bratislava, S. 71-73.
- TESAŘOVÁ, M. (1974): Litter disappearance in alluvial meadow plant communities. - "Biodegradation et Humification", Nancy, Hrsg.: G. KILBERTUS, O. REISINGER, A. MOUREY und J. A. CANCELA DA FONSECA, S. 255-266.
- TESAŘOVÁ, M. und B. ÚLEHLOVÁ (1967): Untersuchungen über die Zersetzung einiger Wurzelrückstände im Boden. - "Mineralisation der Zellulose", Jena, Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin, S. 277-287.
- TESAŘOVÁ, M., K. FIALA und V. STUDENÝ (1982): Live and dead roots - their mass ratio in several grassland stands. - *Folia geobotanica et Phytotaxonomica* 17: 427-430.
- THORNLEY, J. H. M., D. FOWLER und M. G. R. CANNELL (1991): Terrestrial carbon storage resulting from  $\text{CO}_2$  and nitrogen fertilization in temperate grasslands. - *Plant, Cell and Environment* 14: 1007-1011.

- THÜRINGER LANDESREGIERUNG (2002a): Erfurter Erklärung zum Klimaschutz. - "Klimaschutz in Thüringen - 1. Thüringer Klimaforum", Erfurt, Hrsg.: THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, JENA, 88 S.
- THÜRINGER LANDESREGIERUNG (2002b): Klimaschutz in Thüringen - Analyse, Potenziale, Handlungsfelder. - Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt, 48 S.
- TIESSEN, H., R. E. KARAMANOS, J. W. B. STEWART und F. SELLES (1984): Natural nitrogen-15 abundance as an indicator of soil organic matter transformations in native and cultivated soils. - *Soil Science Society of America Journal* 48: 312-315.
- TIESSEN, H., J. W. B. STEWART und J. R. BETTANY (1982): Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soils. - *Agronomy Journal* 74: 831-835.
- TITLYANOVA, A. A. (1991): Productivity in grasslands of the U. S. S. R. - In: *Plant roots and their environment*, Hrsg.: B. L. MCMICHAEL und H. PERRSON, Elsevier Science, S. 374-380.
- TLL (2003): Bericht zur Entwicklung der Landwirtschaft in Thüringen 2003. - Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt, 108 S.
- TLS (2003): Thüringer Landesamt für Statistik, persönliche Mitteilung.
- TMLNU (1999a): Erhaltung der Kulturlandschaft, umweltgerechte Landwirtschaft, Naturschutz und Landschaftspflege - Evaluierung des KULAP in Thüringen. - Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt, 242 S.
- TMLNU (1999b): Umweltschutz mit der Landwirtschaft - Programm zur Förderung umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen (KULAP). - Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt, 31 S.
- TOWNSEND, A. R. und P. M. VITOUSEK (1995): Soil organic matter dynamics along gradients in temperature and land use on the island of Hawaii. - *Ecology* 76 (3): 721-733.
- TRACZYK, T. (1968): Studies on the primary production in a meadow community. - *Ekologia Polska* 16 (2): 59-100.
- TRIPATHI, S. K. und K. P. SINGH (1992): Abiotic and litter quality control during the decomposition of different plant parts in dry tropical bamboo savanna in India. - *Pedobiologia* 36: 241-256.
- TROUGHTON, A. (1981): Length of life of grass roots. - *Grass and Forage Science* 36: 117-120.
- TRUMBORE, S. E., E. A. DAVIDSON, P. BARBOSA DE CAMARGO, D. C. NEPSTADT und L. A. MARTINELLI (1995): Belowground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. - *Global Biogeochemical Cycles* 9 (4): 515-528.
- ÚLEHLOVÁ, B. (1973): Alluvial grassland ecosystems: microorganisms and decay processes. - *Acta Scientiarum Naturalium* 7 (5): 1-43.
- ÚLEHLOVÁ, B. (1976): Microorganisms, decomposition processes and mineral cycling in alluvial grassland ecosystems. - *Polish Ecological Studies* 2 (2): 113-119.
- UNGER, H. (1960): Der Zellulosetest, eine Methode zur Ermittlung der zellolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 91 (1): 44-52.

- UNGER, H. (1968): Über den Aussagewert der mit dem Gazebeuteltest erzielten Zelluloseabbauergebnisse. - Tagungsberichte der DAL, 98: 19-33.
- VAN DEN POL VAN DASSELAAR, A. und E. A. LANTINGA (1995): Modelling the carbon cycle of grassland in the Netherlands under various strategies and environmental conditions. - *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43: 183-194.
- VAN NOORDWIJK, J. F. (1979): Loss of dry weight during washing and storage of root samples. - *Plant and Soil* 53: 239-243.
- VAN VEEN, J. A. und E. A. PAUL (1981): Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. - *Canadian Journal of Soil Science* 61 (2): 185-201.
- VAN VUUREN, M. M. I., F. BERENDSE und W. DE VISSER (1992): Species and site differences in the decomposition of litter and roots from wet heathland. - *Canadian Journal of Botany* 71: 167-173.
- VAN VUUREN, M. M. I., D. ROBINSON, C. M. SCRIMGEOUR, J. A. RAVEN und A. H. FITTER (2000): Decomposition of  $^{13}\text{C}$ -labelled wheat root systems following growth at different  $\text{CO}_2$  concentrations. - *Soil Biology & Biochemistry* 32: 403-413.
- VDLUFA (1991): Die Untersuchung von Böden, Band I - A 6.1.4.1. - Hrsg.: R. THUN, Neubearbeitung von G. HOFFMANN, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, Loseblatt-Ausgabe.
- VERBERNE, E. L. J., J. HASSINK, P. D. WILLIGEN, J. J. G. GROOT und J. A. VAN VEEN (1990): Modelling organic matter dynamics in different soils. - *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38: 221-238.
- VERHOEF, H. A. und L. BRUSSARD (1990): Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: The contribution of soil animals. - *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- VETTER, H. und S. SCHARAFAT (1964): Die Wurzelverbreitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen im Unterboden. - *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* 120 (3): 275-298.
- VLEESHOUWERS, L. M. und A. VERHAGEN (2002): Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. - *Global Change Biology* 8: 519-530.
- VOGT, K. A., C. C. GRIER, S. T. GOWER, D. G. SPRUGEL und D. J. VOGT (1986): Overestimation of net root production: A real or imaginary problem. - *Ecology* 67 (2): 577-579.
- VOIGTLÄNDER, G. und N. VOSS (1979): Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung. - Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 204 S.
- VOLK, B. G. und R. H. LOEPPERT (1982): Soil organic matter. - In: *Handbook of soils and climate in agriculture*, Hrsg.: V. J. KILMER, CRC Press, Inc., Boca Raton, S. 211-268.
- VOSSBRINCK, C. R., D. C. COLEMAN und T. A. WOOLLEY (1979): Abiotic and biotic factors in litter decomposition in a semiarid grassland. - *Ecology* 60 (2): 265-271.
- WAID, J. S. (1974): Decomposition of roots. - In: *Biology of plant litter decomposition*, Hrsg.: C. H. DICKINSON und G. J. F. PUGH, Academic Press, London & New York, S. 175-211.

- WBGU (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz - Sondergutachten. - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung - Globale Umweltveränderungen, Bremerhaven, 76 S.
- WBGU (2003): Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit. - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung - Globale Umweltveränderungen, Berlin, 254 S.
- WEBSTER, E. A., J. A. CHUDEK und D. W. HOPKINS (2000): Carbon transformation during decomposition of different components of plant leaves in soil. - *Soil Biology & Biochemistry* 32: 301-314.
- WEDIN, D. A. und D. TILMAN (1996): Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. - *Science* 274: 1720-1723.
- WEGENER, U. (1979): Stand und Möglichkeiten der Erhaltung von Bergwiesen in den Mittelgebirgen der DDR unter den Bedingungen der weiteren Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion. - *Naturschutz und naturkundliche Heimatforschung in den Bezirken Halle und Magdeburg* 16 (2): 19-31.
- WESTHUS, W., W. HEINRICH, S. KLOTZ, R. KORSCH, R. MARSTALLER, S. PFÜTZENREUTER und R. SAMIETZ (1993): Die Pflanzengesellschaften Thüringens - Gefährdung und Schutz. - *Naturschutzreport* 6 (1): 1-257.
- WHITEHEAD, D. C. (1986): Organic nitrogen in intensively managed grassland soils. - In: *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Hrsg.: H. G. van der MEER, J. C. RYDEN und G. C. ENNIK, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, S. 47-58.
- WIEDER, K. R. und G. E. LANG (1982): A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. - *Ecology* 63 (6): 1636-1642.
- WIELGOLASKI, F. E. (1976): The effect of herbage intake by sheep on primary production, ratios top-root and dead-live aboveground parts (Hardangervidda, Norway). - *Polish Ecological Studies* 2 (2): 67-76.
- WILLIAMS, S. T. und T. R. G. GRAY (1974): Decomposition of litter on the soil surface. - In: *Biology of plant litter decomposition*, Hrsg.: C. H. DICKINSON und G. J. F. PUGH, Academic Press, London & New York, S. 611-632.
- WILLIAMS, C. H., E. G. WILLIAMS und N. M. SCOTT (1960): Carbon, nitrogen, sulphur, and phosphorus in some Scottish soils. - *Journal of Soil Science* 11 (2): 334-346.
- WILMANN, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. - 6. Auflage, Wiesbaden, 479 S.
- WILSON, A. T. (1978): Pioneer agricultural explosion and CO<sub>2</sub> levels in the atmosphere. - *Nature* 273: 40-41.
- WIRTH, C., SCHULZE, E.-D., G. SCHWALBE, S. TOMCZYK, G. WEBER und E. WELLER (2003): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. - Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes „Modelluntersuchung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls“, 308 S.
- WULF, F. (2003): Veränderungen der Grünlandvegetation im Altkreis Schmalkalden (Thüringen) zwischen 1960 und 2000. - *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 40 (3): in Druck.
- ZIMMER, E. (1987): Futterwerbung und Futterkonservierung. - In: *Grünlandwirtschaft und Futterbau*, Hrsg.: G. VOIGTLÄNDER und H. JACOB, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

## 8 Anhang

Nummer	Biotoptyp	Anzahl der KULAP-Flächen in Thüringen (TMLNU, 1999a)
<b>1 Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Salbei-Glatthaferwiesen</b>		
1	Subkontinentaler Steppenrasen (Trockenrasen)	1
2	Gamander-Blaugras-Rasen	2
3	Furchenschwingel-Fiederzwenken-Halbtrockenrasen	3
4	Adonisröschen-Fiederzwenken-Rasen	9
5	Enzian-Schillergras-Rasen (Wacholderheiden)	25
6	Trespen-Halbtrockenrasen	35
7	Trockene (Salbei-) Glatthaferwiese	119
8	Salbei-Glatthaferwiesen, Übergangsbstände zum bodensauren Magerrasen	16
<b>2 Feucht- und Nasswiesengesellschaften</b>		
9	Flutschwaden-Röhrich	2
10	Großseggen-Ried	11
11	Rohrglanzgras-Röhrich	9
12	Flatterbinsen-Wiese	17
13	Pestwurz-Uferflur	3
14	Knickfuchsschwanz-Rasen	9
15	Waldengelwurz-Kohldistel-Feuchtwiese	70
16	Schlangenknotrich-Feuchtwiese	43
<b>3 Grünlandgesellschaften frischer und nährstoffreicher Standorte</b>		
17	Nitrophile Saumgesellschaften der Beifuß- und Klettenfluren	9
18	Queckenrasen mit nitrophilen Stauden	16
19	Queckenrasen	19
20	Rispengras-Dominanzbestand	32
21	Weidelgras-Kammgras-Weide, trockene AF	13
22	Weidelgras-Kammgras-Weide, AF mit Wiesenarten	33
23	Weidelgras-Kammgras-Weide mit vereinzelt auftretenden Wiesenarten	24
24	Typische Weidelgras-Kammgrasweide	61
25	Nachsaatüberprägte Weidelgras-Kammgrasweide	9
26	Möhren-Glatthaferwiese	156
27	Rispengras-Goldhaferwiese	49
28	Wiesen-Fuchsschwanzwiese	156
29	Submontane Fuchsschwanzwiese	33

Nummer	Biotoptyp	Anzahl der KULAP-Flächen in Thüringen (TMLNU, 1999a)
<b>4 Goldhaferwiesen und Magerweiden auf bodensauren Standorten</b>		
30	Waldstorchschnabel-Goldhaferwiese	31
31	Goldhaferwiese, AF Wiesenknöterich	26
32	Bärwurz-Rotschwingel-Wiese, feuchte AF	33
33	Kreuzblümchen-Borstgrasrasen	4
34	Bärwurz-Rotschwingel-Wiese	58
35	Rotschwingel-Rotstraußgras-Wiese	25
36	Rotschwingel-Kammgras-Weide	87
<b>5 Ansaatgrünland und Mähweiden mit unterschiedlichem Regenerationspotenzial</b>		
37	Ansaatgrünland, Lieschgras/Wiesenschwingel	129
38	Ansaatgrünland, Knautgras	116
39/1	Mähweide artenarm, weidebetonte Typen	7
39/2	Mähweide artenarm, weidebetonte Typen	28
39/3	Mähweide artenarm, weidebetonte Typen	87
40/1	Mähweide artenarm, mahdbetonte Typen	9
40/2	Mähweide artenarm, mahdbetonte Typen	33
40/3	Mähweide artenarm, mahdbetonte Typen	124
41	Mähweide mit Initialen der Trocken- und Halbtrockenrasen	30
42	Mähweide mit Initialen der Möhren-Glatthaferwiese	15
43	Mähweide mit Initialen der feuchten Glatthaferwiese	7
44	Mähweide, AF von Rotschwingel und Rotstraußgras	10
45	Mähweide mit Initialen der Goldhaferwiese	7
46	Mähweide artenreich, mit Initialen der Rispengras-Goldhaferwiese	9
47	Mähweide artenreich	37
48	Gesellschaftskomplex	15

**Tab. A 2.3-1:** Überblick über alle die im Rahmen der Evaluierung des KULAP (TMLNU, 1999a) beschriebenen Vegetationseinheiten des Thüringer Grünlandes („AF“ = Ausbildungsform). Die Anzahl der im KULAP involvierten Flächen ist jeweils vermerkt.

Folgende Seiten:

**Tab. A 2.3-2:** Zusammenfassung der Nutzung und Nutzungsgeschichte aller Untersuchungsflächen. Alle Angaben entstammen der Befragung der Bewirtschafter. Für den Ertrag sind zusätzlich die Richtwerte für die entsprechenden Grünlandtypen aus der Evaluierung des KULAP (TMLNU, 1999a) in Klammern vermerkt („?“: fragliche Angaben).

**Tab. A 2.3-3:** Bodentypen aller Untersuchungsflächen und deren bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften. Quellen: 1): AG BODEN (1994), 2): eigene Laboranalysen (siehe Kap. 2.4.1); „\*“: da Beprobung nicht an Horizonte angelehnt, mehrere Angaben verschiedener Proben möglich, „+“ gewichtetes Mittel, „-“: keine Behandlung.

**Abb. A 2.3-1:** Bodenprofile aller Untersuchungsflächen (Fotografien).



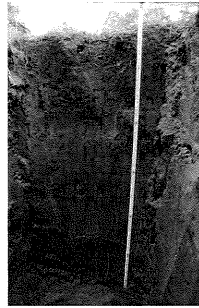
Fläche	Nr. in Tab. 2.3-2	Ertrag ( $t_{DM} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ) (Richtwerte laut TMLNU, 1999a)	Schritte	Weidegänge (Tierart)	Abweichende Nutzung (siehe Tab. 2.3-2)	Düngung (zusätzlich zu organischer durch Beweidung) NPK: Stickstoff-Phosphor-Kalium KAS: Kalkammonsalpeter PK: Phosphor-Kalium	Letzte Nachsaat	Kalkung
Reinsdorf	1	5,8 (6,0)	1	1 (Rinder, Schafe)		-		-
Löbstedt	2	2,0-3,0 (3,5)	2		vor 1995 Pferdeweide	-		-
Steinthalen	3	? (4,5)		2 (Schafe)		-		-
Freienorla	4	? (4,5)	1	4 (Rinder)	1992-97: 1 Schnitt, 2 Weidegänge	in letzten 6 Jahren nicht		-
Leutra	5	5,4 (4,5)	2		1960-1989 Mähweide	NPK: 300 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>		-
Wernshausen	6	Mahd 7,7, (5,5) Beweidung 1,4	2	evtl. 1 (Rinder)		NPK: 250 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> , zusätzlich KAS: 200 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>		
Harrasmühle	7	5,0 (5,5-6,0)	1	2 (Rinder)		NPK 100 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>		-
Wechmar Ansaat	8	6,5 (6,5)	1	1 (Rinder)	bis 1994 Ackerland	N: 60 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>		-
Pösen	9	? (4,5)	2	1 (Rinder)	vor 1989 Ackerland	KAS: 140 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	1999 Weidemischung	
Schwabhausen	10	4,2 (6,0)	2		Altansa	N: 120 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> , Gülle: 30m <sup>3</sup> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>		
Schwallungen	11	Mahd 6,8 (3,5) Beweidung 5,0	1	2 (Rinder)	bis 1964 Ackerland	NPK 200 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> , zusätzlich KAS: 150 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	1979 ( <i>Lolium perenne</i> , <i>L. mul-</i> <i>tiflorum</i> , <i>L. m. westervoldicum</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Phleum pra-</i> <i>tense</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>Festuca</i> <i>rubra</i> )	-
Wechmar Kalkma- gerrasen	12	1,5 (1,7)		2 (Rinder, Schafe)	bis 1996 Schafthut	-		-
Birkenfeld	13	5,4 (6,2)	2			-		-
Tambach-Dietharz	14	7,0-8,0 ? (3,5)	2-3	2 (Rinder)		-		
Zeulenroda	15	3,0 (6,0)	2			1x jährlich nach Bedarf NPK	fast jedes Frühjahr (Weidemischung)	Brantkalk
Arnsgeruth	16	5,0 (6,0)		3 (Rinder)		seit 1989 nicht mehr	1981 ( <i>Festuca pratensis</i> , <i>Phleum pra-</i> <i>tense</i> )	vor 1989
Oberweißbach Ansaat	17	5,0 (5,0)	3		bis 1989 Ackerland	N: 200 kg·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> , PK: 80-120 (Oxydwert)		seit 1995 nicht mehr
Oberweißbach	18	4,5 (4,5)	2			-		-
Neustadt	19	? (5,5)	1	1 (Rinder)	bis in die 1970er Jahre Acker- land	-	1980 er Jahre Mischsaat	-
Frauenwald	20	5,0 (5,0)		2 (Rinder)	bis 1991 Mähweide	-		-
Frankenheim	21	2,7 (3,0)		2 (Rinder)		-		-

Fläche	Nr. in Tab. 2.3-2	Bodentiefe (m)	Horizont <sup>1)</sup> Bodentyp <sup>1)</sup>	Farbe <sup>1)</sup>	Gefüge <sup>1)</sup>	Bodenart <sup>2)</sup>	Lagerungsdichte <sup>2)</sup> des Feinbodens (t·m <sup>-3</sup> )	Skelett <sup>2)</sup> (Volumen%)	pH-Wert <sup>2)</sup> (0,01 M CaCl <sub>2</sub> )	C/N <sup>2)</sup>	KAK <sub>pot</sub> <sup>2)</sup> (μmol l <sup>-1</sup> ·g <sup>-1</sup> )	KAK <sub>eff</sub> <sup>2)</sup> (μmol l <sup>-1</sup> ·g <sup>-1</sup> )	BS <sub>pot</sub> <sup>2)</sup> (%)	BS <sub>eff</sub> <sup>2)</sup> (%)
Reinsdorf	1	0 - 0,20 0,20 - 0,30 0,30 - 0,60 0,60 - 0,65	aAh	dbn	pol	Tu2	1,3	0,3	7,4	9,7	521,7	485,9	99,9	100,1
			aM	dbn	pol	Tu2	1,4	0,3	7,5	7,4	511,7	493,7	100,0	100,1
			aM-aSw	bswgr	pol	Tt	1,1	0,1	7,6	7,3	386,9	396,9	100,0	100,1
			aM-aSw	dgrsw	pol									
Löhstedt	2	0 - 0,08 0,08 - 0,18 0,18 - 0,32 0,32 - 0,82 0,82 - 1,09 1,09 >1,09	Pseudogley-Vega											
			aAh	grbn	kru	Uls, Silu	0,9	0,0	7,2	9,8	261,4	260,7	99,9	99,9
			aAh-aM	grlbrn	subpol	Sil	1,1	0,0	7,3	9,6	262,7	271,9	99,8	100,0
			aM	bn	subpol, Sandlinsen ein	Sil	1,2	0,0	7,5	9,3	280,5	272,8	99,8	100,1
			llaC	hbn	subpol	Sil3, Sil4	1,6	0,0	7,6	8,7	295,3	265,4	99,9	100,1
			llaC	hbn	ein	Sil3	1,7	0,0	7,4	9,1	226,1	218,6	99,9	100,2
Steinthalen	3	0 - 0,05 0,05 - 0,20 0,20 - 0,30 0,30 - 0,50 0,50 - 0,70 0,70 - 1,00 1,00 - 1,50 1,50 - 2,00 2,00 - 2,50 2,50 - 3,00 3,00 - 3,50 3,50 - 4,00 4,00 - 4,50 4,50 - 5,00 5,00 - 5,50 5,50 - 6,00 6,00 - 6,50 6,50 - 7,00 7,00 - 7,50 7,50 - 8,00 8,00 - 8,50 8,50 - 9,00 9,00 - 9,50 9,50 - 10,00 10,00 - 10,50 10,50 - 11,00 11,00 - 11,50 11,50 - 12,00 12,00 - 12,50 12,50 - 13,00 13,00 - 13,50 13,50 - 14,00 14,00 - 14,50 14,50 - 15,00 15,00 - 15,50 15,50 - 16,00 16,00 - 16,50 16,50 - 17,00 17,00 - 17,50 17,50 - 18,00 18,00 - 18,50 18,50 - 19,00 19,00 - 19,50 19,50 - 20,00 20,00 - 20,50 20,50 - 21,00 21,00 - 21,50 21,50 - 22,00 22,00 - 22,50 22,50 - 23,00 23,00 - 23,50 23,50 - 24,00 24,00 - 24,50 24,50 - 25,00 25,00 - 25,50 25,50 - 26,00 26,00 - 26,50 26,50 - 27,00 27,00 - 27,50 27,50 - 28,00 28,00 - 28,50 28,50 - 29,00 29,00 - 29,50 29,50 - 30,00 30,00 - 30,50 30,50 - 31,00 31,00 - 31,50 31,50 - 32,00 32,00 - 32,50 32,50 - 33,00 33,00 - 33,50 33,50 - 34,00 34,00 - 34,50 34,50 - 35,00 35,00 - 35,50 35,50 - 36,00 36,00 - 36,50 36,50 - 37,00 37,00 - 37,50 37,50 - 38,00 38,00 - 38,50 38,50 - 39,00 39,00 - 39,50 39,50 - 40,00 40,00 - 40,50 40,50 - 41,00 41,00 - 41,50 41,50 - 42,00 42,00 - 42,50 42,50 - 43,00 43,00 - 43,50 43,50 - 44,00 44,00 - 44,50 44,50 - 45,00 45,00 - 45,50 45,50 - 46,00 46,00 - 46,50 46,50 - 47,00 47,00 - 47,50 47,50 - 48,00 48,00 - 48,50 48,50 - 49,00 49,00 - 49,50 49,50 - 50,00 50,00 - 50,50 50,50 - 51,00 51,00 - 51,50 51,50 - 52,00 52,00 - 52,50 52,50 - 53,00 53,00 - 53,50 53,50 - 54,00 54,00 - 54,50 54,50 - 55,00 55,00 - 55,50 55,50 - 56,00 56,00 - 56,50 56,50 - 57,00 57,00 - 57,50 57,50 - 58,00 58,00 - 58,50 58,50 - 59,00 59,00 - 59,50 59,50 - 60,00 60,00 - 60,50 60,50 - 61,00 61,00 - 61,50 61,50 - 62,00 62,00 - 62,50 62,50 - 63,00 63,00 - 63,50 63,50 - 64,00 64,00 - 64,50 64,50 - 65,00 65,00 - 65,50 65,50 - 66,00 66,00 - 66,50 66,50 - 67,00 67,00 - 67,50 67,50 - 68,00 68,00 - 68,50 68,50 - 69,00 69,00 - 69,50 69,50 - 70,00 70,00 - 70,50 70,50 - 71,00 71,00 - 71,50 71,50 - 72,00 72,00 - 72,50 72,50 - 73,00 73,00 - 73,50 73,50 - 74,00 74,00 - 74,50 74,50 - 75,00 75,00 - 75,50 75,50 - 76,00 76,00 - 76,50 76,50 - 77,00 77,00 - 77,50 77,50 - 78,00 78,00 - 78,50 78,50 - 79,00 79,00 - 79,50 79,50 - 80,00 80,00 - 80,50 80,50 - 81,00 81,00 - 81,50 81,50 - 82,00 82,00 - 82,50 82,50 - 83,00 83,00 - 83,50 83,50 - 84,00 84,00 - 84,50 84,50 - 85,00 85,00 - 85,50 85,50 - 86,00 86,00 - 86,50 86,50 - 87,00 87,00 - 87,50 87,50 - 88,00 88,00 - 88,50 88,50 - 89,00 89,00 - 89,50 89,50 - 90,00 90,00 - 90,50 90,50 - 91,00 91,00 - 91,50 91,50 - 92,00 92,00 - 92,50 92,50 - 93,00 93,00 - 93,50 93,50 - 94,00 94,00 - 94,50 94,50 - 95,00 95,00 - 95,50 95,50 - 96,00 96,00 - 96,50 96,50 - 97,00 97,00 - 97,50 97,50 - 98,00 98,00 - 98,50 98,50 - 99,00 99,00 - 99,50 99,50 - 100,0 100,0 - 100,5 100,5 - 101,0 101,0 - 101,5 101,5 - 102,0 102,0 - 102,5 102,5 - 103,0 103,0 - 103,5 103,5 - 104,0 104,0 - 104,5 104,5 - 105,0 105,0 - 105,5 105,5 - 106,0 106,0 - 106,5 106,5 - 107,0 107,0 - 107,5 107,5 - 108,0 108,0 - 108,5 108,5 - 109,0 109,0 - 109,5 109,5 - 110,0 110,0 - 110,5 110,5 - 111,0 111,0 - 111,5 111,5 - 112,0 112,0 - 112,5 112,5 - 113,0 113,0 - 113,5 113,5 - 114,0 114,0 - 114,5 114,5 - 115,0 115,0 - 115,5 115,5 - 116,0 116,0 - 116,5 116,5 - 117,0 117,0 - 117,5 117,5 - 118,0 118,0 - 118,5 118,5 - 119,0 119,0 - 119,5 119,5 - 120,0 120,0 - 120,5 120,5 - 121,0 121,0 - 121,5 121,5 - 122,0 122,0 - 122,5 122,5 - 123,0 123,0 - 123,5 123,5 - 124,0 124,0 - 124,5 124,5 - 125,0 125,0 - 125,5 125,5 - 126,0 126,0 - 126,5 126,5 - 127,0 127,0 - 127,5 127,5 - 128,0 128,0 - 128,5 128,5 - 129,0 129,0 - 129,5 129,5 - 130,0 130,0 - 130,5 130,5 - 131,0 131,0 - 131,5 131,5 - 132,0 132,0 - 132,5 132,5 - 133,0 133,0 - 133,5 133,5 - 134,0 134,0 - 134,5 134,5 - 135,0 135,0 - 135,5 135,5 - 136,0 136,0 - 136,5 136,5 - 137,0 137,0 - 137,5 137,5 - 138,0 138,0 - 138,5 138,5 - 139,0 139,0 - 139,5 139,5 - 140,0 140,0 - 140,5 140,5 - 141,0 141,0 - 141,5 141,5 - 142,0 142,0 - 142,5 142,5 - 143,0 143,0 - 143,5 143,5 - 144,0 144,0 - 144,5 144,5 - 145,0 145,0 - 145,5 145,5 - 146,0 146,0 - 146,5 146,5 - 147,0 147,0 - 147,5 147,5 - 148,0 148,0 - 148,5 148,5 - 149,0 149,0 - 149,5 149,5 - 150,0 150,0 - 150,5 150,5 - 151,0 151,0 - 151,5 151,5 - 152,0 152,0 - 152,5 152,5 - 153,0 153,0 - 153,5 153,5 - 154,0 154,0 - 154,5 154,5 - 155,0 155,0 - 155,5 155,5 - 156,0 156,0 - 156,5 156,5 - 157,0 157,0 - 157,5 157,5 - 158,0 158,0 - 158,5 158,5 - 159,0 159,0 - 159,5 159,5 - 160,0 160,0 - 160,5 160,5 - 161,0 161,0 - 161,5 161,5 - 162,0 162,0 - 162,5 162,5 - 163,0 163,0 - 163,5 163,5 - 164,0 164,0 - 164,5 164,5 - 165,0 165,0 - 165,5 165,5 - 166,0 166,0 - 166,5 166,5 - 167,0 167,0 - 167,5 167,5 - 168,0 168,0 - 168,5 168,5 - 169,0 169,0 - 169,5 169,5 - 170,0 170,0 - 170,5 170,5 - 171,0 171,0 - 171,5 171,5 - 172,0 172,0 - 172,5 172,5 - 173,0 173,0 - 173,5 173,5 - 174,0 174,0 - 174,5 174,5 - 175,0 175,0 - 175,5 175,5 - 176,0 176,0 - 176,5 176,5 - 177,0 177,0 - 177,5 177,5 - 178,0 178,0 - 178,5 178,5 - 179,0 179,0 - 179,5 179,5 - 180,0 180,0 - 180,5 180,5 - 181,0 181,0 - 181,5 181,5 - 182,0 182,0 - 182,5 182,5 - 183,0 183,0 - 183,5 183,5 - 184,0 184,0 - 184,5 184,5 - 185,0 185,0 - 185,5 185,5 - 186,0 186,0 - 186,5 186,5 - 187,0 187,0 - 187,5 187,5 - 188,0 188,0 - 188,5 188,5 - 189,0 189,0 - 189,5 189,5 - 190,0 190,0 - 190,5 190,5 - 191,0 191,0 - 191,5 191,5 - 192,0 192,0 - 192,5 192,5 - 193,0 193,0 - 193,5 193,5 - 194,0 194,0 - 194,5 194,5 - 195,0 195,0 - 195,5 195,5 - 196,0 196,0 - 196,5 196,5 - 197,0 197,0 - 197,5 197,5 - 198,0 198,0 - 198,5 198,5 - 199,0 199,0 - 199,5 199,5 - 200,0 200,0 - 200,5 200,5 - 201,0 201,0 - 201,5 201,5 - 202,0 202,0 - 202,5 202,5 - 203,0 203,0 - 203,5 203,5 - 204,0 204,0 - 204,5 204,5 - 205,0 205,0 - 205,5 205,5 - 206,0 206,0 - 206,5 206,5 - 207,0 207,0 - 207,5 207,5 - 208,0 208,0 - 208,5 208,5 - 209,0 209,0 - 209,5 209,5 - 210,0 210,0 - 210,5 210,5 - 211,0 211,0 - 211,5 211,5 - 212,0 212,0 - 212,5 212,5 - 213,0 213,0 - 213,5 213,5 - 214,0 214,0 - 214,5 214,5 - 215,0 215,0 - 215,5 215,5 - 216,0 216,0 - 216,5 216,5 - 217,0 217,0 - 217,5 217,5 - 218,0 218,0 - 218,5 218,5 - 219,0 219,0 - 219,5 219,5 - 220,0 220,0 - 220,5 220,5 - 221,0 221,0 - 221,5 221,5 - 222,0 222,0 - 222,5 222,5 - 223,0 223,0 - 223,5 223,5 - 224,0 224,0 - 224,5 224,5 - 225,0 225,0 - 225,5 225,5 - 226,0 226,0 - 226,5 226,5 - 227,0 227,0 - 227,5 227,5 - 228,0 228,0 - 228,5 228,5 - 229,0 229,0 - 229,5 229,5 - 230,0 230,0 - 230,5 230,5 - 231,0 231,0 - 231,5 231,5 - 232,0 232,0 - 232,5 232,5 - 233,0 233,0 - 233,5 233,5 - 234,0 234,0 - 234,5 234,5 - 235,0 235,0 - 235,5 235,5 - 236,0 236,0 - 236,5 236,5 - 237,0 237,0 - 237,5 237,5 - 238,0 238,0 - 238,5 238,5 - 239,0 239,0 - 239,5 239,5 - 240,0 240,0 - 240,5 240,5 - 241,0 241,0 - 241,5 241,5 - 242,0 242,0 - 242,5 242,5 - 243,0 243,0 - 243,5 243,5 - 244,0 244,0 - 244,5 244,5 - 245,0 245,0 - 245,5 245,5 - 246,0 246,0 - 246,5 246,5 - 247,0 247,0 - 247,5 247,5 - 248,0 248,0 - 248,5 248,5 - 249,0 249,0 - 249,5 249,5 - 250,0 250,0 - 250,5 250,5 - 251,0 251,0 - 251,5 251,5 - 252,0 252,0 - 252,5 252,5 - 253,0 253,0 - 253,5 253,5 - 254,0 254,0 - 254,5 254,5 - 255,0 255,0 - 255,5 255,5 - 256,0 256,0 - 256,5 256,5 - 257,0 257,0 - 257,5 257,5 - 258,0 258,0 - 258,5 258,5 - 259,0 259,0 - 259,5 259,5 - 260,0 260,0 - 260,5 260,5 - 261,0 261,0 - 261,5 261,5 - 262,0 262,0 - 262,5 262,5 - 263,0 263,0 - 263,5 263,5 - 264,0 264,0 - 264,5 264,5 - 265,0 265,0 - 265,5 265,5 - 266,0 266,0 - 266,5 266,5 - 267,0 267,0 - 267,5 267,5 - 268,0 268,0 - 268,5 268,5 - 269,0 269,0 - 269,5 269,5 - 270,0 270,0 - 270,5 270,5 - 271,0 271,0 - 271,5 271,5 - 272,0 272,0 - 272,5 272,5 - 273,0 273,0 - 273,5 273,5 - 274,0 274,0 - 274,5 274,5 - 275,0 275,0 - 275,5 275,5 - 276,0 276,0 - 276,5 276,5 - 277,0 277,0 - 277,5 277,5 - 278,0 278,0 - 278,5 278,5 - 279,0 279,0 - 279,5 279,5 - 280,0 280,0 - 280,5 280,5 - 281,0 281,0 - 281,5 281,5 - 282,0 282,0 - 282,5 282,5 - 283,0 283,0 - 283,5 283,5 - 284,0 284,0 - 284,5 284,5 - 285,0 285,0 - 285,5 285,5 - 286,0 286,0 - 286,5 286,5 - 287,0 287,0 - 287,5 287,5 - 288,0 288,0 - 288,5 288,5 - 289,0 289,0 - 289,5 289,5 - 290,0 290,0 - 290,5 290,5 - 291,0 291,0 - 291,5 291,5 - 292,0 292,0 - 292,5 292,5 - 293,0 293,0 - 293,5 293,5 - 294,0 294,0 - 294,5 294,5 - 295,0 295,0 - 295,5 295,5 - 296,0 296,0 - 296,5 296,5 - 297,0 297,0 - 297,5 297,5 - 298,0 298,0 - 298,5 298,5 - 299,0 299,0 - 299,5 299,5 - 300,0 300,0 - 300,5 300,5 - 301,0 301,0 - 301,5 301,5 - 302,0 302,0 - 302,5 302,5 - 303,0 303,0 - 303,5 303,5 - 304,0 304,0 - 304,5 304,5 - 305,0 305,0 - 305,5 305,5 - 306,0 306,0 - 306,5 306,5 - 307,0 307,0 - 307,5 307,5 - 308,0 308,0 - 308,5 308,5 - 309,0 309,0 - 309,5 309,5 - 310,0 310,0 - 310,5 310,5 - 311,0 311,0 - 311,5 311,5 - 312,0 312,0 - 312,5 312,5 - 313,0 313,0 - 313,5 313,5 - 314,0 314,0 - 314,5 314,5 - 315,0 315,0 - 315,5 315,5 - 316,0 316,0 - 316,5 316,5 - 317,0 317,0 - 317,5 317,5 - 318,0 318,0 - 318,5 318,5 - 319,0 319,0 - 319,5 319,5 - 320,0 320,0 - 320,5 320,5 - 321,0 321,0 - 321,5 321,5 - 322,0 322,0 - 322,5 322,5 - 323,0 323,0 - 323,5 323,5 - 324,0 324,0 - 324,5 324,5 - 325,0 325,0 - 325,5 325,5 - 326,0 326,0 - 326,5 326,5 - 327,0 327,0 - 327,5 327,5 - 328,0 328,0 - 328,5 328,5 - 329,0 329,0 - 329,5 329,5 - 330,0 330,0 - 330,5 330,5 - 331,0 331,0 - 331,5 331,5 - 332,0 332,0 - 332,5 332,5 - 333,0 333,0 - 333,5 333,5 - 334,0 334,0 - 334,5 334,5 - 335,0 335,0 - 335,5 335,5 - 336,0 336,0 - 336,5 336,5 - 337,0 337,0 - 337,5 337,5 - 338,0 338,0 - 338,5 338,5 - 339,0 339,0 - 339,5 339,5 - 340,0 340,0 - 340,5 340,5 - 341,0 341,0 - 341,5 341,5 - 342,0 342,0 - 342,5 342,5 - 343,0 343,0 - 343,5 343,5 - 344,0 344,0 - 344,5 344,5 - 345,0 345,0 - 345,5 345,5 - 346,0 346,0 - 346,5 346,5 - 347,0 347,0 - 347,5 347,5 - 348,0 348,0 - 348,5 348,5 - 349,0 349,0 - 349,5 349,5 - 350,0 350,0 - 350,5 350,5 - 351,0 351,0 - 351,5 351,5 - 352,0 352,0 - 352,5 352,5 - 353,0 353,0 - 353,5 353,5 - 354,0 354,0 - 354,5 354,5 - 355,0 355,0 - 355,5 355,5 - 356,0 356,0 - 356,5 356,5 - 357,0 357,0 - 357,5 357,5 - 358,0 358,0 - 358,5 358,5 - 359,0 359,0 - 359,5 359,5 - 360,0 360,0 - 360,5 360,5 - 361,0 361,0 - 361,5 361,5 - 362,0 362,0 - 362,5 362,5 - 363,0 363,0 - 363,5 363,5 - 364,0 364,0 - 364,5 364,5 - 365,0 365,0 - 365,5 365,5 - 366,0 366,0 - 366,5 366,5 - 367,0 367,0 - 367,5 367,5 - 368,0 368,0 - 368,5 368,5 - 369,0 369,0 - 369,5 369,5 - 370,0 370,0 - 370,5 370,5 - 371,0 371,0 - 371,5 371,5 - 372,0 372,0 - 372,5 372,5 - 373,0 373,0 - 373,5 373,5 - 374,0 374,0 - 374,5 374,5 - 375,0 375,0 - 375,5 375,5 - 376,0 376,0 - 376,5 376,5 - 377,0 377,0 - 377,5 377,5 - 378,0 378,0 - 378,5 378,5 - 379,0 379,0 - 379,5 379,5 - 380,0 380,0 - 380,5 380,5 - 381,0 381,0 - 381,5 381,5 - 382,0 382,0 - 382,5 382,5 - 383,0 383,0 - 383,5 383,5 - 384,0 384,0 - 384,5 384,5 - 385,0 385,0 - 385,5 385,5 - 386,0 386,0 - 386,5 386,5 - 387,0 387,0 - 387,5 387,5 - 388,0 388,0 - 388,5 388,5 - 389,0 389,0 - 389,5												

Fläche	Nr. in Tab. 2.3-2	Bodentiefe (m)	Horizont <sup>(1)</sup> Bodentyp <sup>(1)</sup>	Farbe <sup>(1)</sup>	Gefüge <sup>(1)</sup>	Bodenart <sup>(2)</sup> des Feinbodens	Skelett <sup>(2)*</sup> (Vol%)	pH-Wert <sup>(2)*</sup> (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	C/N <sup>(2)*</sup>	KAK <sub>pot</sub> <sup>(2)*</sup> (μmol l A <sup>+</sup> g <sup>-1</sup> )	KAK <sub>eff</sub> <sup>(2)*</sup> (μmol l A <sup>+</sup> g <sup>-1</sup> )	BS <sub>pot</sub> <sup>(2)*</sup> (%)	BS <sub>eff</sub> <sup>(2)*</sup> (%)		
Wechmar Kalknagerrasen	12	0 - 0,05 0,05 - 0,17 0,17 - 0,32	Ah	dgrbn	kru	Tu2, Ti	0,7	7,1	15,4	651,4		99,7			
			Ah-Bv	ocbn	sub	Tu2	1,6	7,3	13,0	610,9		99,9			
			Bv-Cc	oc	pol	Tu2	1,3	7,4	5,9	783,0		99,9			
Birkenfeld	13	0 - 0,15 0,15 - 0,25 0,25 - 0,45 > 0,45	Ah-Sw	dbn	subkru	Tu4	1,0	5,1	9,4	221,5		98,8			
			Sw	bn	sub	Tu4	1,1	5,6	8,9	218,6		99,5			
			lISd1	grbn	subpol	Tu4	1,2	6,3	8,9	237,7		99,8			
			lISd2	bngr	pol		1,3	5,9	9,1	178,1		99,9			
			Pseudogley (aus Auenlehm)												
Tambach-Dietzharz	14	0 - 0,05 0,05 - 0,25	Ah	rbn	einkit	Uls	5,3	5,9	11,5	163,8		99,5			
			Bv	bnorro	einkit	Uls, Ls2	1,5	6,5	11,3	86,6		99,9			
Zeulenroda	15	0 - 0,23 0,23 - 0,35 0,35 - 0,50 > 0,50	Ap	hbn	krusub	Tu3	1,1	5,1	8,0	106,1		99,1			
			Go	hgr	subpol	Tu3, Lu	1,6	5,3	7,3	58,4		99,4			
			Gkso	hgr	subpol	Tu3, Lu, L12	1,5	5,4	6,0	62,2		99,8			
			Gmsso												
			Brauneisengley												
Arnsgeruth	16	0 - 0,10 0,10 - 0,15 0,15 - 0,20 0,20 - 0,50 >0,50	Ah	dbn	kru	U13, U1s	0,7	4,3	10,5		98,2		79,2		
			Ah-Bv	dbn	Kru	U1s	0,8	4,3	9,3	67,1		68,0			
			Bv	ocbn	kru	U1s	0,8	4,3	8,7	60,0		58,0			
			Cv	hbnoc	kru	U1s	0,5	4,3	7,4	44,7		39,6			
			Cv	gligroc	kru										
Oberweißbach Ansaat	17	0 - 0,25 0,25 - 0,35 0,35 - 0,50 >0,50	Ap	bn	kru	Us, U12	1,0	6,6	10,6		218,0		99,9		
			Ap/Bv	ocbn	sub	Us, U12	0,8	6,5	10,7	185,5		100,1			
			Bv	oc	sub	Us	0,4	5,9	10,3	83,0		99,8			
			Cv	fagrolli	sub										
			Braunerde												
Oberweißbach	18	0 - 0,10 0,10 - 0,20 0,20 - 0,30 0,30 - 0,50 > 0,50	Ah	dbn	krusub	U13, U12	0,6	4,3	12,0		91,1		78,4		
			Ah/Bv	ocbn	sub	U12, U1s	0,8	4,8	11,7	66,9		88,8			
			Bv	doc	sub	U1s	0,6	4,8	12,5	47,1		82,5			
			Bv/Cv	gliloc	sub	Siu	0,5	4,7	10,5	24,9		53,0			
			Cv	gellgr	sub										
Neustadt	19	0 - 0,20 0,20 - 0,30 0,30 - 0,50 0,50 - 0,60	Ah	bn	krusub	Ls2, Ls3	0,7	4,8	12,8		93,8		84,3		
			Bv	rolibn	sub	Siu	1,0	5,3	13,6	73,6		93,1			
			Cv	oc	koh	Siu	1,0	5,3	14,7	42,8		87,1			
			Cv	hgroc	koh										
			Braunerde												
Frauenwald	20	0 - 0,10 0,10 - 0,15 0,15 - 0,50	Ah	dbn	kru	Lu	6,3	5	11,7		180,0		94,7		
			Bv-(i)Cv			Lu	0,7	5,3	11,5	160,1		96,7			
			(i)C	bn	0,4	58,3	12,0	164,6		98,1					
Frankenheim	21	0 - 0,15 0,15 - 0,40 0,40 - 0,50	Ah	dbnsw	kru	Tu3, Tu4	5,0	3,9	11,6		173,4		95,3		
			Bv	rolibn	kru	Tu3, Tu4	10,8	4,1	12,0	171,9		98,1			
			Bv	ocbn	sub	Lu									
			Braunerde												



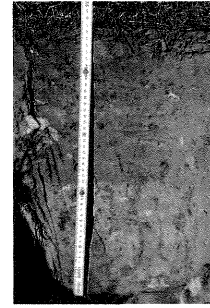
Reinsdorf



Löbstedt



Steinhaleben



Freienorla



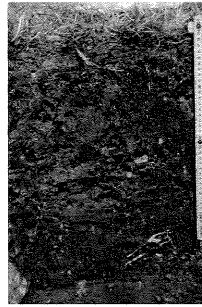
Leutra



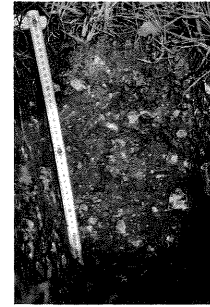
Wernshausen



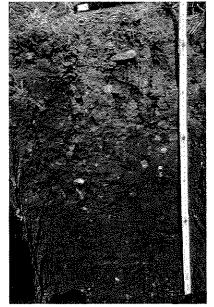
Harrasmühle



Wechmar Ansaat



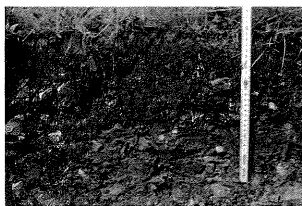
Pösen



Schwabhausen



Schwallungen



Wechmar Kalkmagerrasen



Birkenfeld



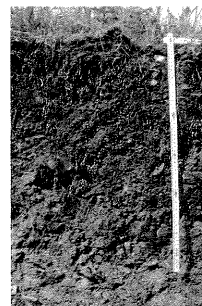
Tambach-Dietharz



Zeulenroda



Arnsgereuth



Oberweißbach Ansaat



Oberweißbach



Neustadt



Frauenwald



Frankenheim

Aufnahme-nummern (in Tab. A 2.3-5)	Fläche	Gesellschaftsgruppe (TMLNU, 1999a)	Zusätzliche Arten (nicht in den Aufnahmen vertreten)	Bezeichnung der Gesellschaft (in Anlehnung an DIERSCHKE, 1997, OBERDORFER, 1993; RUNGE, 1994; WESTHUS et al., 1993)
1, 2, 3	Leutra	2		Angelico sylvestris - Cirsietum oleracei
7, 8, 9	Löbstedt	4		Arrhenatheretum elatioris
10, 11	Arnsgeruth	12	<i>Achillea millefolium</i>	Nachgesätes Arrhenatheretum elatioris
12, 13	Neustadt	7		Ansaat mit Tendenz zum Geranio - Trisetetum
14, 15	Frauenwald	7	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Meum athamanticum</i> , <i>Trisetum flavescens</i>	Geranio - Trisetetum mit Tendenz zum Meo - Festucetum
16, 17	Schwallungen	11		Ansaat, dominiert von <i>Holcus lanatus</i> , <i>Anthriscus sylvestris</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Rumex acetosa</i>
18, 19	Pösen	11		Ansaat, dominiert von <i>Poa trivialis</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Lolium perenne</i>
20, 21	Schwabhausen	11		Ansaat, dominiert von <i>Festuca pratensis</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Lolium perenne</i>
22, 23	Wernshausen	5	<i>Symphytum officinale</i>	<i>Ranunculus repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> - Gesellschaft
24, 25	Reinsdorf	12		Artenarme Mähweide, dominiert von <i>Poa trivialis</i> und <i>Elymus repens</i>
26, 27	Tambach-Dietharz	11	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Leontodon autumnalis</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Plantago major</i> , <i>Vicia sepium</i>	<i>Bromus hordeaceus</i> - Mähweide
28, 29	Freienorla	10	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Saxifraga granulata</i>	Cynosuro - Lolietum
30, 31	Harrasmühle	10		Cynosuro - Lolietum
32, 33	Steinhaleben	1	<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Centaurea scabiosa</i> , <i>Eryngium campestre</i> , <i>Salvia pratensis</i>	Gestörtes Mesobrometum
34, 35	Frankenheim	8	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Heracleum sphondylium</i> , <i>Polygonum bistorta</i>	Verarmtes Geranio - Trisetetum (nach HUNDT, 1998: <i>Polygonum bistorta</i> - <i>Geranium sylvaticum</i> - Subassoziation der Intensivwiesen)
36, 37	Oberweißbach Ansaat	11		Ansaat

Aufnahme- nummern (in Tab. A 2.3-5)	Fläche	Gesellschafts- gruppe (TMLNU, 1999a)	Zusätzliche Arten (nicht in den Aufnahmen vertreten)	Bezeichnung der Gesellschaft (in Anlehnung an DIERSCHKE, 1997, OBERDORFER, 1993; RUN- GE, 1994; WESTHUS et al., 1993)
38	Oberweißbach	9		<i>Festuca rubra</i> - <i>Agrostis tenuis</i> - Gesellschaft
39, 40	Birkenfeld	3	<i>Cardamine pratensis</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Silaum silaus</i>	Feuchtes Arrhenatheretum elati- oris
41, 42	Zeulenroda	12	<i>Ajuga reptans</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Cardamine pratensis</i> , <i>Chrysanthemum leucan- themum</i> , <i>Heracleum sphondylium</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Ranunculus acris</i> , <i>Rumex obtusifolius</i> , <i>Veronica chamaedrys</i>	Nachgesätes Cynosuro - Lolietum
43, 44	Wechmar Kalkmagerrasen	1	<i>Carlina acaulis</i> , <i>Chrysanthemum leucan- themum</i> , <i>Erophila verna</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Ononis spinosa</i> , <i>Scabiosa columbaria</i> , <i>Veronica chamaedrys</i>	Artenreiches Mesobrometum
-	Wechmar Ansaat	11		Ansaat von <i>Lolium multiflorum</i>

**Tab. A 2.3-4:** Zusammenfassung zur Vegetationstabelle Tab. A 2.3-5. Vermerkt sind Aufnahme-nummern, die Zuordnung zu den Gesellschaftsgruppen nach TMLNU (1999a), zusätzliche Arten, die nicht in den Aufnahmen enthalten sind sowie die Bezeichnung der Gesellschaft. Für die Ansaat in Wechmar liegen keine Aufnahmen vor, da diese Fläche in diesem Zustand nicht mehr existierte. Es handelte sich jedoch um eine reine Ansaat von *Lolium multiflorum*.

Folgende Seiten:

**Tab. A 2.3-5:** Vollständige Vegetationstabelle aller untersuchten Grünlandflächen. Die Deckungsangaben entsprechen WILMANN'S (1998), die Aufnahme-fläche betrug 1·1 m<sup>2</sup>, in Oberweißbach 2·2 m<sup>2</sup>. Aufnahme-nummern sind den Flächen in Tab. A 2.3-4 zugeordnet, die ökologischen Zeigerwerte und Vegetationsgruppen wurden anhand ELLENBERG et al. (1992) ermittelt.

Artname	43	44	32	33	1	2	3	39	40	7	8	9	22	5	23	12	13	14	15	34	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Geleitschulze (TUM) (1999)	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23	13	12	16	15	14	15	13	13	13	12	16	14	14	12	22	22	14	14	35	38	28	10	30	31	18	19	20	21	16	17	26	27	36	37	24	25	41	42	10	11
Arctostaphylos	23	23																																								

[illegible]



	<b>FrISChe Mähweide</b>	<b>Aue</b>	<b>Bergwiese</b>	<b>Kalkmagerrasen</b>
<b>Datum</b>	Freienorla	Wernshausen	Oberweißbach	Wechmar
<b>2000</b>				
01.2000				
02.2000				
03.2000	6,3	6,6		
04.2000	10,7	10,0	9,5	11,2
05.2000	15,5	14,9	12,9	14,7
06.2000	18,4	17,2	15,9	17,2
07.2000	16,5	15,2	12,7	14,5
08.2000	19,3	18,2	16,5	(17,3)
09.2000	14,0	13,7	12,1	(13,2)
10.2000	10,9	9,8	8,4	9,9
11.2000	5,2	5,5	3,8	5,4
12.2000	2,2	2,1	1,5	2,1
<b>Mittel<sup>1)</sup></b>	<b>12,5</b>	<b>11,8</b>	<b>10,4</b>	<b>11,7</b>
	<b>a</b>	<b>c</b>	<b>b</b>	<b>c</b>
<b>2001</b>				
01.2001	-0,2	-0,2	-1,5	-0,4
02.2001	2,3	2,0	0,3	1,7
03.2001	4,4	4,3	1,8	3,1
04.2001	7,8	7,2	4,7	6,9
05.2001	15,1	15,0	12,3	14,2
06.2001	15,4	14,9	12,2	14,0
07.2001	19,7	19,3	16,6	18,3
08.2001	19,6	19,2	17,0	18,3
09.2001	12,3	11,7	9,1	11,1
10.2001	12,0	11,7	11,3	12,0
11.2001	3,8	3,3	1,3	3,0
12.2001	-0,4	-0,7	-3,3	-1,3
<b>Mittel</b>	<b>9,3</b>	<b>9,0</b>	<b>6,8</b>	<b>8,4</b>
	<b>a</b>	<b>d</b>	<b>b</b>	<b>c</b>
<b>2002</b>				
01.2002	0,3		-0,5	-0,3
02.2002	4,9		2,0	4,0
03.2002	2,0		3,2	4,6
04.2002			5,2	7,0
05.2002				11,6

**Tab. A 2.5-1:** Monatsmittel der Lufttemperatur (°C) in zwei Meter Höhe für die Intensivflächen (n = 1). Das Mittel für 2000 wurde ab April gebildet (<sup>1)</sup>). Angaben in Klammern wurden wegen Datenausfällen über Korrelationen ermittelt (siehe Kap. 2.5.2). a, b, c und d geben signifikante Unterschiede zwischen den Flächen an, getestet an den Differenzen der jeweiligen Monatsmittel und des Mittelwertes über die vier Flächen im entsprechenden Monat (ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ ).

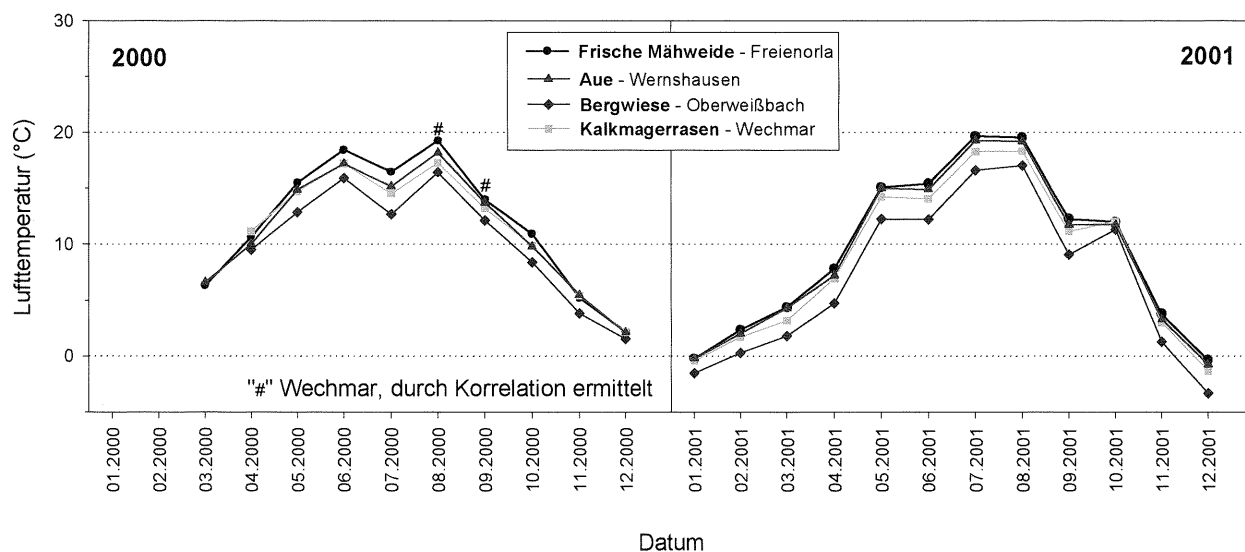


Abb. A 2.5-1: Jahresgang der Lufttemperatur in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 für die Intensivflächen (Einzelwerte in Tab. A 2.5-1).

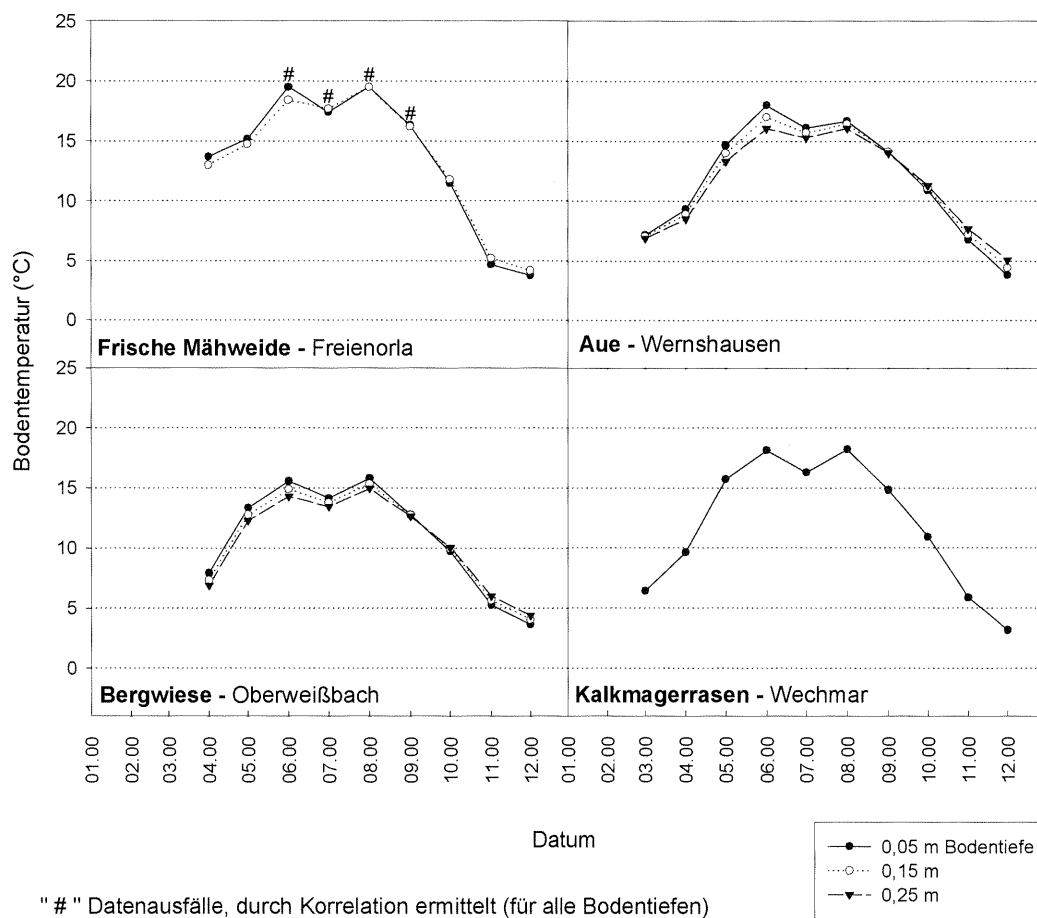


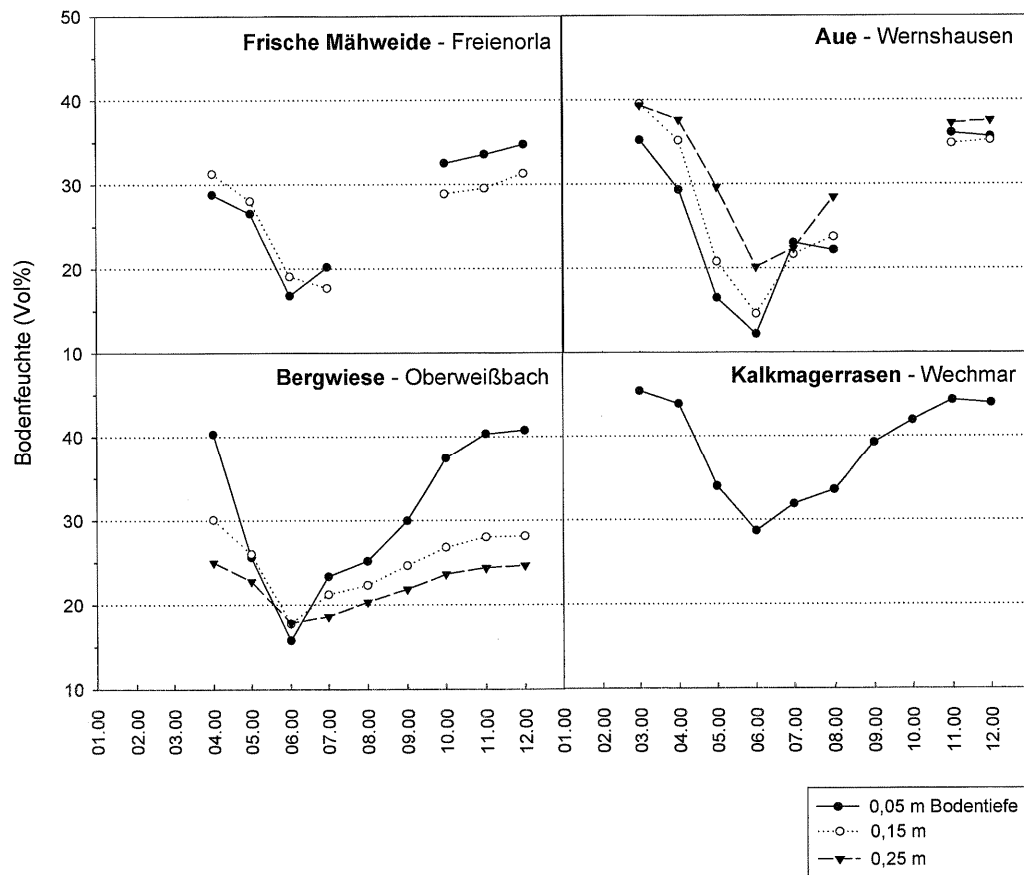
Abb. A 2.5-2: Jahresgang der Bodentemperatur in den Intensivflächen in unterschiedlichen Bodentiefen, beispielhaft für das Jahr 2000 (Einzelwerte in Tab. A 2.5-2).

	Frische Mähweide Freienorla		Bergwiese Oberweißbach			Kalkmagerrasen Wechmar	Aue Wernshausen		
Bodentiefe	0,05 m	0,15 m	0,05 m	0,15 m	0,25 m	0,05 m	0,05 m	0,15 m	0,25 m
Datum	Bodentemperatur (°C)								
<b>2000</b>									
01.2000									
02.2000									
03.2000	0,0	0,0				(6,4)	7,2	7,1	6,9
04.2000	13,7	13,0	7,9	7,3	6,9	9,6	9,3	8,9	8,5
05.2000	15,2	14,7	13,3	12,8	12,3	15,7	14,7	14,0	13,3
06.2000	(19,5)	(18,4)	15,6	14,9	14,3	18,1	18,0	17,0	16,0
07.2000	(17,4)	(17,7)	14,1	13,8	13,4	16,3	16,1	15,7	15,3
08.2000	(19,5)	(19,5)	15,8	15,4	15,0	18,2	16,7	16,4	16,1
09.2000	(16,3)	(16,2)	12,8	12,7	12,6	14,8	(14,1)	(14,1)	(14,0)
10.2000	(11,5)	(11,8)	9,7	9,9	10,1	10,9	(10,9)	(11,1)	(11,3)
11.2000	4,7	5,2	5,3	5,7	6,0	5,9	6,8	7,2	7,7
12.2000	3,8	4,2	3,6	4,0	4,4	3,2	3,8	4,4	5,1
<b>Mittel<sup>1)</sup></b>	<b>9,3</b>	<b>9,3</b>	<b>10,9</b>	<b>10,7</b>	<b>10,5</b>	<b>12,5</b>	<b>12,2</b>	<b>12,0</b>	<b>11,7</b>
<b>2001</b>									
01.2001	-1,1	-0,7	0,9	1,3	1,7	0,7	1,0	1,5	2,0
02.2001	1,8	1,9	1,7	1,9	2,1	2,2	2,4	2,6	2,9
03.2001	4,1	4,0	2,9	2,9	3,0	3,6	4,1	4,1	4,2
04.2001	8,5	8,2	5,5	5,4	5,3	7,8	7,5	7,2	7,0
05.2001	15,2	14,6	11,7	11,1	10,6	15,0	12,8	12,2	11,4
06.2001	17,5	17,0	13,0	12,6	12,2	15,8	14,6	14,1	13,5
07.2001	20,8	19,8	(14,4)	(13,6)	(14,0)	19,0	16,3	15,8	15,3
08.2001	20,2	19,9	(14,1)	(13,6)	(13,5)	18,7	17,5	17,0	16,5
09.2001	14,0	14,2	10,2	10,2	10,2	12,9			
10.2001	12,4	12,5	10,6	10,6	10,6	11,7	11,5	11,7	11,9
11.2001			4,6	5,2	5,6	5,1	6,1	6,6	7,1
12.2001			2,0	2,5	2,9	2,0	1,7	2,3	2,9
<b>Mittel<sup>2)</sup></b>	<b>10,9</b>	<b>10,6</b>	<b>6,0</b>	<b>5,9</b>	<b>5,8</b>	<b>10,3</b>	<b>9,5</b>	<b>9,3</b>	<b>9,1</b>
<b>2002</b>									
01.2002			1,6	1,8	2,0	1,2			
02.2002			2,4	2,7	2,9	3,4			
03.2002			2,8	2,8	2,9	4,4			
04.2002			4,1	4,1	4,1	7,5			
05.2002						14,5			

**Tab. A 2.5-2:** Monatsmittel der Bodentemperatur der Intensivflächen im Untersuchungszeitraum in unterschiedlichen Bodentiefen. Das Mittel des Jahres 2000 wurde ab 4/2000 (<sup>1)</sup>), für 2001 bis einschließlich 8/2001 (<sup>2)</sup>) angegeben. Angaben in Klammern wurden wegen Datenausfällen über Korrelationen ermittelt (siehe Kap. 2.5.2).

	Frische Mähweide Freienorla		Bergwiese Oberweißbach			Kalkmagerrasen Wechmar	Aue Wernshausen		
Bodentiefe	0,05 m	0,15 m	0,05 m	0,15 m	0,25 m	0,05 m	0,05 m	0,15 m	0,25 m
<b>Datum</b>	<b>Bodenfeuchte (Vol %)</b>								
<b>2000</b>									
01.2000									
02.2000									
03.2000						(45,4)	35,2	39,5	39,3
04.2000	28,8	31,3	(40,3)	(30,1)	(25,0)	43,8	29,3	35,2	37,6
05.2000	(26,6)	(28,0)	25,6	26,0	22,8	34,0	16,5	20,7	29,6
06.2000	(16,8)	(19,1)	15,8	17,8	17,8	28,7	12,1	14,6	20,1
07.2000	(20,2)	(17,7)	23,3	21,2	18,6	31,9	23,0	21,6	22,3
08.2000			25,2	22,3	20,3	33,6	22,2	23,7	28,4
09.2000			29,9	24,6	21,8	39,2			
10.2000	32,5	28,9	37,4	26,8	23,6	41,9			
11.2000	33,6	29,6	40,3	28,0	24,4	44,3	36,1	34,8	37,3
12.2000	34,8	31,3	40,8	28,2	24,7	43,9	35,6	35,2	37,6
<b>Mittel<sup>1)</sup></b>	<b>26,8</b>	<b>26,2</b>	<b>31,0</b>	<b>25,2</b>	<b>22,8</b>	<b>37,8</b>	<b>25,4</b>	<b>27,0</b>	<b>30,8</b>
<b>2001</b>									
01.2001	(20,7)	(21,1)	40,7	28,8	25,7	43,0	31,5	36,2	38,5
02.2001	32,8	31,2	40,8	28,7	26,1	44,7	36,5	37,8	39,0
03.2001	36,9	33,4	42,4	29,8	26,8	46,7	39,8	40,6	39,6
04.2001	36,9	32,7	41,0	28,8	26,4	45,8	37,3	37,4	39,2
05.2001	26,9	26,1	30,1	26,2	25,1	37,1	25,2	27,0	34,2
06.2001	30,5	25,3	30,2	26,9	25,3	36,7	26,5	24,9	30,1
07.2001	(27,9)	(27,5)				35,2	(25,9)	(28,4)	(33,2)
08.2001	17,3	18,2				24,1	18,1	20,7	26,5
09.2001	28,4	25,2	(35,5)	(28,1)	(25,8)	34,2			
10.2001	34,5	30,4	35,7	28,3	25,9	40,1	(29,7)	(32,6)	(36,1)
11.2001			41,2	30,2	27,2	43,5	34,9	36,8	38,0
12.2001			40,4	29,7	26,9	44,2	38,8	42,0	38,0
<b>Mittel<sup>2)</sup></b>	<b>30,8</b>	<b>28,3</b>	<b>37,5</b>	<b>28,2</b>	<b>25,9</b>	<b>42,3</b>	<b>32,8</b>	<b>34,0</b>	<b>36,8</b>
<b>2002</b>									
01.2002			41,8	30,4	27,6	42,3			
02.2002			41,9	30,8	27,7	45,1			
03.2002			41,7	30,7	27,6	45,3			
04.2002			(36,6)	(28,7)	(26,4)	43,0			
05.2002						44,3			

**Tab. A 2.5-3:** Monatsmittel der Bodenfeuchte in den Intensivflächen im Untersuchungszeitraum in unterschiedlichen Bodentiefen. Das Mittel des Jahres 2000 wurde für die Monate 4, 5, 6, 7, 11, 12 (<sup>1)</sup>), für 2001 von 1-6 (<sup>2)</sup>) angegeben. Angaben in Klammern wurden wegen Datenausfällen über Korrelationen ermittelt (siehe Kap. 2.5.2).



**Abb. A 2.5-3:** Jahresgang der Bodenfeuchte (in Vol%) in den Intensivflächen im Untersuchungszeitraum in unterschiedlichen Bodentiefen, beispielhaft für das Jahr 2000 (Einzelwerte in Tab. A 2.5-3).

Fläche/Jahr	Bodentemperatur			Bodenfeuchte		
	Bodentiefe (m)					
	0,05	0,15	0,25	0,05	0,15	0,25
<b>2000</b>						
<b>Frische Mähweide</b> - Freienorla	a	a		a	a	
<b>Aue</b> - Wernshausen	c	c		a	a	b
<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	b	b	a	b	a	a
<b>Kalkmagerrasen</b> - Wechmar	c		b	c		
<b>2001</b>						
<b>Frische Mähweide</b> - Freienorla	a	a		a	a	
<b>Aue</b> - Wernshausen	b	a	b	a	b	b
<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	b	b	a	b	a	a
<b>Kalkmagerrasen</b> - Wechmar	b			c		
<b>Gesamte Aufzeichnungsperiode</b>						
<b>Frische Mähweide</b> - Freienorla	a	a			a	
<b>Aue</b> - Wernshausen	b	a	b		a	b
<b>Bergwiese</b> - Oberweißbach	b	b	a		b	a
<b>Kalkmagerrasen</b> - Wechmar	a				c	

**Tab. A 2.5-4:** Signifikante Unterschiede in der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte, getestet an den Differenzen der jeweiligen Monatsmittel und den Mittelwerten über die vier Intensivflächen im entsprechenden Monat (ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$  bzw. t-Test mit  $P < 0,05$ ).

Folgende Seite:

**Tab. A 3.1-1:** Trockenmasse der einzelnen Fraktionen der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen ( $n = 1$ ). Angegeben sind zusätzlich die mittlere C-Konzentrationen der Fraktionen (bestimmt an einer homogenisierten Mischprobe, MW) sowie die daraus errechneten C-Äquivalente. Das gewichtete Mittel des C gibt eine mittlere C-Konzentration der Ernterückstände zu diesem Beprobungszeitpunkt an. Der C-Vorrat errechnet sich aus dem Produkt aus Gesamt-Biomasse, gewichtetem Mittel der C-Konzentration und der Abbaurate der Monokotylen (siehe Kap. 3.1.1.3 sowie Tab. A 3.1-3). a, b und c geben signifikante Unterschiede zwischen den Jahresmitteln der Massen der Ernterückstände an (t-Test,  $\alpha = 0,05$ ).

Fläche	Monokotyle lebend (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	C (%)	Mittel (t C·ha <sup>-1</sup> )	Monokotyle abgestorben (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	C (%)	Mittel (t C·ha <sup>-1</sup> )	Dikotyle lebend (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	C (%)	Mittel (t C·ha <sup>-1</sup> )	Dikotyle abgestorben (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	C (%)	Mittel (t C·ha <sup>-1</sup> )	Moose C (%) (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	Zweige C (%) (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	C Mittel (t C·ha <sup>-1</sup> )	Gesamt-Biomasse (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	gewichtetes Mittel von C (%)	C - Vorrat (t C·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )
<b>Berechnungstermin Monat/Jahr</b>																		
<b>Frühe Mähweide</b>																		
Freienoria	0,66	42,7	0,28	0,87	35,4	0,31	0,58	38,8	0,22	0,04	24,3	0,01	0,54	22,2	0,12	2,7	35,1	
3/21/2000	0,54	43,4	0,23	1,01	41,6	0,42	0,45	42,6	0,19	0,10	43,6	0,04	0,42	36,1	0,15	2,5	41,3	
5/24/2000	0,55	43,2	0,24	1,19	41,6	0,50	0,74	42,8	0,32	0,06	41,1	0,02	0,53	33,7	0,18	3,1	40,8	
7/27/2000	0,22	40,6	0,09	0,32	33,6	0,11	0,38	37,2	0,14	0,04	36,2	0,02	0,49	32,5	0,16	1,5	35,3	
11/3/2000																MW 2,4 ± 0,7	MW 38,2 ± 3,4	0,70
<b>Aue</b>																<b>a</b>		
Wernshausen	0,66	44,0	0,29	0,54	40,0	0,21	0,19	43,7	0,08	0,42	47,8	0,20	0,01	26,3	0,00	1,8	43,8	
3/22/2000	0,68	44,5	0,30	1,13	44,1	0,50	0,37	44,6	0,16	0,03	43,6	0,02	0,00			2,2	44,3	
5/17/2000	0,93	44,0	0,41	0,95	43,1	0,41	0,10	42,6	0,04	0,00	33,4	0,00	0,00			2,0	43,4	
8/2/2000	1,18	45,1	0,53	1,48	42,0	0,62	0,09	34,2	0,03	0,02	40,9	0,01	0,01	14,2	0,00	2,8	43,0	
11/6/2000																MW 2,2 ± 0,4	MW 43,6 ± 0,6	0,71
<b>Bergwiese</b>																<b>ab</b>		
Oberweißbach	0,38	44,6	0,17	1,45	43,7	0,63	0,15	43,9	0,07	0,04	45,2	0,02	0,93	44,4	0,41	2,9	44,1	
4/3/2000	1,08	44,4	0,48	1,26	43,1	0,54	0,72	44,4	0,32	0,08	46,9	0,04	0,72	44,0	0,32	3,9	44,0	
5/30/2000	0,84	44,6	0,37	0,98	44,4	0,43	0,53	43,8	0,23	0,13	45,1	0,06	0,77	44,2	0,34	3,2	44,3	
8/23/2000	0,65	44,0	0,28	0,83	42,8	0,35	0,28	42,7	0,12	0,09	44,1	0,04	0,71	41,3	0,29	2,5	42,7	
11/2/2000																MW 3,2 ± 0,6	MW 43,8 ± 0,7	0,87
<b>Kalkmagerrasen</b>																<b>a</b>		
Wechmar	0,19	44,5	0,08	1,42	42,6	0,61	0,05	45,3	0,02	0,61	48,2	0,29	2,73	43,4	1,18	5,5	44,3	
3/23/2000	0,71	43,9	0,31	1,20	43,2	0,52	0,64	45,0	0,29	0,44	46,5	0,21	1,89	42,9	0,81	4,9	43,7	
6/10/2000	0,81	43,1	0,35	1,14	42,3	0,48	1,01	44,4	0,45	0,81	45,5	0,37	0,65	42,6	0,27	4,4	43,6	
8/28/2000	0,35	43,4	0,15	1,02	41,9	0,42	0,26	44,7	0,12	0,62	45,7	0,29	1,14	35,4	0,40	3,4	40,8	
11/6/2000																MW 4,5 ± 0,9	MW 43,1 ± 1,6	1,23
																<b>c</b>		

Fläche Beprobungstermin	Monokotyle lebend (%)	Monokotyle abgestorben (%)	Dikotyle lebend (%)	Dikotyle abgestorben (%)	Moose (%)	Zweige (%)
<b>FrISCHE Mähweide</b>						
Freienoria						
3/21/2000	24,61	32,36	21,62	1,33	20,08	
5/24/2000	21,40	40,17	17,80	3,92	16,71	
7/27/2000	17,91	38,90	24,11	1,87	17,20	
11/3/2000	15,35	21,79	26,40	2,92	33,54	
	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>a</b>	<b>c</b>	<b>a</b>	
<b>Aue</b>						
Wernshausen						
3/22/2000	36,75	29,62	10,59	23,04	0,64	
5/17/2000	30,68	51,17	16,58	1,57	0,00	
8/2/2000	46,78	48,14	4,89	0,15	0,05	
11/6/2000	42,43	53,45	3,19	0,54	0,38	
	<b>a</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>b</b>	<b>b</b>	
<b>Bergwiese</b>						
Oberweißbach						
4/3/2000	12,92	49,21	5,03	1,40	31,44	
5/30/2000	27,89	32,70	18,58	2,11	18,73	
8/23/2000	25,98	30,23	16,32	3,86	23,62	
11/2/2000	25,35	32,42	11,02	3,53	27,69	
	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>c</b>	<b>d</b>	<b>a</b>	
<b>Kalkmagerrasen</b>						
Wechmar						
3/23/2000	3,40	25,96	0,92	11,09	49,72	8,91
6/10/2000	14,51	24,52	13,16	9,06	38,74	
8/28/2000	18,34	25,83	22,82	18,37	14,64	
11/6/2000	10,46	29,97	7,60	18,44	33,54	
	<b>a</b>	<b>ab</b>	<b>a</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	

**Tab. A 3.1-2:** Prozentuale Anteile der einzelnen Fraktionen bei der Ermittlung der Ernterückstände auf den Intensivflächen für alle Beprobungstermine ( $n = 1$ ). a, b, c und d geben signifikante Unterschiede zwischen den mittleren Anteilen an (Jahresmittel, ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ ).

Folgende Seite:

**Tab. A 3.1-3:** Abbau Monokotylar in den Intensivflächen (*litterbags*). Angegeben sind Expositionsdauer, C- und N-Konzentrationen, prozentuale Masseverluste, C- und N-Verluste gegenüber dem Ausgangsmaterial sowie das C/N-Verhältnis ( $n = 5$ , MW und SD, für das Ausgangsmaterial liegt eine Doppelbestimmung einer homogenisierten Mischprobe vor). a, b, c und d geben signifikante Unterschiede an, die Masseverluste sind mit Ausnahme der beiden letzten Termine im Kalkmagerrasen und der Aue alle signifikant (ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ ).





Fläche Beprobungs- termin	Bodentiefe (m)	unterirdische Gesamt-Biomasse (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> ) n = 8	SD	Anteil an unterirdischer Gesamt-Biomasse (%)	Zuwachs der Wurzelbiomasse (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> ) n = 5	SD	Anteil an unterirdischer Gesamt-Biomasse (%)	normierter Tageszuwachs (t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> ) n = 5	SD	unterirdische Gesamt-Biomasse/ Zuwachs
<b>FrISCHE Mähweide</b>										
Freienorla										
28.02.2000	0,05	3,5 a	1,2	76,2						
	0,10	0,8 b	0,5	17,7						
	0,15	0,3 b	0,1	6,1						
		<b>4,6</b>								
22.05.2000	0,05	3,9 a	1,9	76,1	0,3 a	0,1	46,9	5,5 a	1,6	13,0
	0,10	0,8 b	0,5	16,1	0,2 b	0,1	30,0	3,5 b	1,1	4,0
	0,15	0,4 b	0,3	7,8	0,2 b	0,0	23,1	2,7 b	0,7	2,0
		<b>5,2</b>			<b>0,7</b>			<b>11,7</b>		
27.07.2000	0,05	5,2 a	1,5	75,5	0,5	0,1	40,1	7,6 a	1,5	10,4
	0,10	1,2 b	0,5	16,9	0,4	0,1	32,6	6,1 ab	1,1	3,0
	0,15	0,5 b	0,3	7,6	0,3	0,1	27,3	5,1 b	1,3	1,7
		<b>6,9</b>			<b>1,2</b>			<b>18,8</b>		
03.11.2000	0,05	0,3 a	2,2	77,0	0,5	0,1	35,2	4,9	1,2	0,6
	0,10	1,3 b	0,8	16,5	0,5	0,1	33,0	4,8	0,8	2,6
	0,15	0,5 b	0,1	6,5	0,4	0,1	31,8	4,4	0,8	1,3
		<b>7,8</b>			<b>1,4</b>			<b>13,9</b>		
13.03.2000	0,05	4,1 a	1,3	76,2	0,6	0,1	42,8	4,5 a	0,4	6,8
	0,10	0,9 b	0,5	15,8	0,5	0,1	34,4	3,6 a	1,0	1,8
	0,15	0,4 b	0,3	8,0	0,3	0,0	22,8	2,4 b	0,4	1,3
		<b>5,4</b>			<b>1,4</b>			<b>10,5</b>		
<b>Aue</b>										
Wernshausen										
12.03.2000	0,05	6,1 a	3,0	79,5						
	0,10	1,1 b	0,3	13,8						
	0,15	0,5 b	0,4	6,8						
		<b>7,7</b>								
17.05.2000	0,05	11,0 a	4,8	68,2	1,0 a	0,2	44,9	17,1 a	3,4	11,0
	0,10	3,8 b	3,6	23,6	0,7 b	0,2	32,3	12,3 b	3,8	5,4
	0,15	1,3 b	0,7	8,3	0,5 b	0,1	22,8	8,7 b	2,7	2,6
		<b>16,2</b>			<b>2,1</b>			<b>38,1</b>		
02.08.2000	0,05	8,4 a	4,7	72,3	0,4	0,2	41,4	5,4	1,9	21,0
	0,10	1,9 b	1,0	16,5	0,3	0,2	35,3	4,1	0,8	6,3
	0,15	1,3 b	0,5	11,2	0,3	0,1	23,3	3,3	0,8	4,3
		<b>11,6</b>			<b>1,0</b>			<b>12,8</b>		
02.11.2000	0,05	8,4 a	3,1	74,4	0,5	0,2	41,4	2,3	1,8	16,8
	0,10	1,9 b	0,7	16,9	0,4	0,2	35,3	4,5	2,0	4,8
	0,15	1,0 b	0,3	8,7	0,3	0,1	23,3	3,0	0,8	3,3
		<b>11,3</b>			<b>1,2</b>			<b>9,8</b>		
13.03.2001	0,05	7,3 a	3,1	72,4	0,3	0,1	48,3	2,2	1,2	24,3
	0,10	1,8 b	0,7	18,2	0,2	0,1	32,4	1,5	0,6	9,0
	0,15	1,0 b	0,4	9,5	0,1	0,0	19,2	0,9	0,4	10,0
		<b>10,1</b>			<b>0,6</b>			<b>4,6</b>		
<b>Bergwiese</b>										
Oberweißbach										
29.02.2000	0,05	9,8 a	1,7	85,5						
	0,10	1,2 b	0,7	10,9						
	0,15	0,4 b	0,2	3,6						
		<b>11,4</b>								
30.05.2000	0,05	16,6 a	4,5	80,4	1,6 a	0,3	45,1	27,9 a	6,1	10,4
	0,10	2,5 b	0,7	12,3	1,2 b	0,2	35,2	21,7 b	3,4	2,1
	0,15	1,5 b	0,1	7,3	0,7 c	0,2	19,7	12,1 c	2,8	2,1
		<b>20,6</b>			<b>3,5</b>			<b>60,7</b>		
23.08.2000	0,05	13,6 a	1,8	76,1	2,1 a	0,3	43,9	24,4 a	3,3	6,5
	0,10	2,9 b	0,8	16,0	1,6 b	0,4	33,2	18,5 b	4,6	1,8
	0,15	1,4 c	0,2	7,9	1,1 c	0,2	22,9	12,7 c	2,5	1,3
		<b>17,9</b>			<b>4,7</b>			<b>55,6</b>		
02.11.2000	0,05	13,0 a	3,5	79,6	1,4 a	0,1	46,4	19,8 a	0,9	9,3
	0,10	2,2 b	0,8	13,5	0,9 b	0,1	29,9	12,3 b	2,1	2,4
	0,15	1,1 b	0,5	6,9	0,6 c	0,1	21,7	8,9 c	1,6	1,8
		<b>16,3</b>			<b>2,9</b>			<b>41,0</b>		
13.03.2001	0,05	10,5 a	3,8	77,0	0,5 a	0,1	50,7	3,9 a	0,6	21,0
	0,10	2,1 b	0,6	15,6	0,3 b	0,1	34,6	2,6 b	0,5	7,0
	0,15	1,0 b	0,4	7,4	0,1 c	0,1	14,7	1,1 c	0,5	10,0
		<b>13,7</b>			<b>1,0</b>			<b>7,6</b>		
<b>Kalkmagerrasen</b>										
Wechmar										
29.02.2000	0,05	0,4 a	2,0	69,4						
	0,10	3,2 b	0,6	22,0						
	0,15	1,2 c	0,3	8,6						
		<b>14,4</b>								
07.06.2000	0,05	7,4 a	2,7	74,5	0,3 a	0,0	57,8	6,5 a	0,5	24,7
	0,10	2,5 b	0,7	25,5	0,2 b	0,1	42,2	4,7 b	1,0	12,5
		<b>9,9</b>			<b>0,5</b>			<b>11,2</b>		
28.08.2000	0,05	8,2 a	1,7	72,4	0,9	0,1	55,5	10,9	1,6	9,1
	0,10	3,1 b	0,7	27,6	0,7	0,2	44,5	8,7	2,2	4,4
		<b>11,3</b>			<b>1,6</b>			<b>19,6</b>		
06.11.2000	0,05	6,4 a	1,2	65,2	0,7	0,1	63,2	10,3 a	1,8	9,1
	0,10	3,4 b	0,6	34,8	0,4	0,2	36,8	6,0 b	2,6	8,5
		<b>9,9</b>			<b>1,1</b>			<b>16,3</b>		
12.03.2001	0,05	5,5 a	0,9	71,7	0,2	0,0	48,9	1,8	0,4	27,5
	0,10	2,2 b	0,8	28,3	0,2	0,1	51,1	1,8	0,7	11,0
		<b>7,7</b>			<b>0,5</b>			<b>3,6</b>		

**Tab. A 3.1-4:** Unterirdische Gesamt-Biomasse und deren Zuwächse in den Intensivflächen innerhalb der Beprobungsintervalle. Die jeweiligen Anteile an der unterirdischen Gesamt-Biomasse sowie das Verhältnis unterirdische Gesamt-Biomasse/Zuwachs sind vermerkt. MW und SD sowie signifikante Unterschiede (a, b, c, ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ , bzw. t-Test,  $P < 0,05$ ) sind angegeben. **Fett** hervorgehoben ist jeweils die Summe der unterirdischen Biomasse gebildet aus den drei bzw. zwei Bodentiefen (hier ist keine Fehlerangabe möglich).

Fläche	Beprobungstermin	unterirdische Gesamt-Biomasse Bodentiefe (m)			Zuwachs an unterirdischer Biomasse Bodentiefe (m)			normierte Tageszuwächse Bodentiefe (m)		
		0,05	0,1	0,15	0,05	0,1	0,15	0,05	0,1	0,15
FrISChe Mähweide Freienoria	28.02.2000	a			a	a	a	a	a	a
	22.05.2000	ab			ab	b	b	b	b	b
	27.07.2000	ab								
	03.11.2000	b			ab	b	c	a	a	b
	13.03.2001	ab			b	b	b	a	a	a
Aue Wernshausen	12.03.2000		a	a						
	17.05.2000		b	b	a	a	a	a	a	a
	02.08.2000		ab	b	b	bc	b	b	b	b
	02.11.2000		ab	ab	b	c	b	b	b	b
	13.03.2001		ab	ab	b	b	c	b	b	c
Bergwiese Oberweißbach	29.02.2000	a	a	a						
	30.05.2000	b	b	b	a	a	a	a	a	a
	23.08.2000	ab	b	b	b	b	b	ab	a	a
	2.11.2000	ab	b	b	a	c	a	b	b	b
	13.03.2001	a	b	b	c	d	c	c	c	c
Kalkmagerrasen Wechmar	29.02.2000	a								
	07.06.2000	b			a	a		a	a	
	28.08.2000	ab			b	b		b	b	
	6.11.2000	b			c	a		b	a	
	12.03.2001	b			d	a		c	c	

**Tab. A 3.1-5:** Ergebnisse des Tests auf signifikante Unterschiede in den Mittelwerten der Wurzelbiomasse-Bestimmungen in den Intensivflächen zur Aufdeckung von jahreszeitlichen Mustern in den einzelnen Beprobungstiefen (ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ ).

Fläche	Bodentiefe (m)	unterirdische Biomasse				abgestorben			
		lebend		Anteil an unterirdischer Gesamt-Biomasse (%)				Anteil an unterirdischer Gesamt-Biomasse (%)	
		(t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	SD	MW	SD	(t <sub>TM</sub> ·ha <sup>-1</sup> )	SD	MW	SD
FrISChe Mähweide Freienoria	0,05	1,14	0,43	36,1 a	20,2	2,34	1,22	63,9 a	20,2
	0,10	0,47	0,29	63,5 b	28,4	0,34	0,39	36,6 b	28,4
	0,15	0,20	0,08	71,1 b	16,4	0,08	0,05	28,9 b	16,4
Aue Wernshausen	0,05	1,45	1,01	23,6	9,3	4,66	2,14	76,4	9,3
	0,10	0,16	0,08	17,1	11,1	0,90	0,35	82,9	11,1
	0,15	0,11	0,07	29,1	16,1	0,41	0,33	70,9	16,1
Bergwiese Oberweißbach	0,05	1,41	1,17	15,1	12,5	8,35	2,22	84,9	12,5
	0,10	0,15	0,08	15,5	8,9	1,09	0,74	84,5	8,9
	0,15	0,11	0,11	33,0	31,4	0,30	0,25	67,0	31,4
Kalkmagerrasen Wechmar	0,05	2,62	1,12	26,3 ab	11,0	7,37	1,79	73,7 a	11,0
	0,10	0,40	0,33	12,8 c	9,5	2,78	0,70	87,2 b	9,5
	0,15	0,25	0,16	18,9 b	10,0	0,99	0,22	81,1 ab	10,0

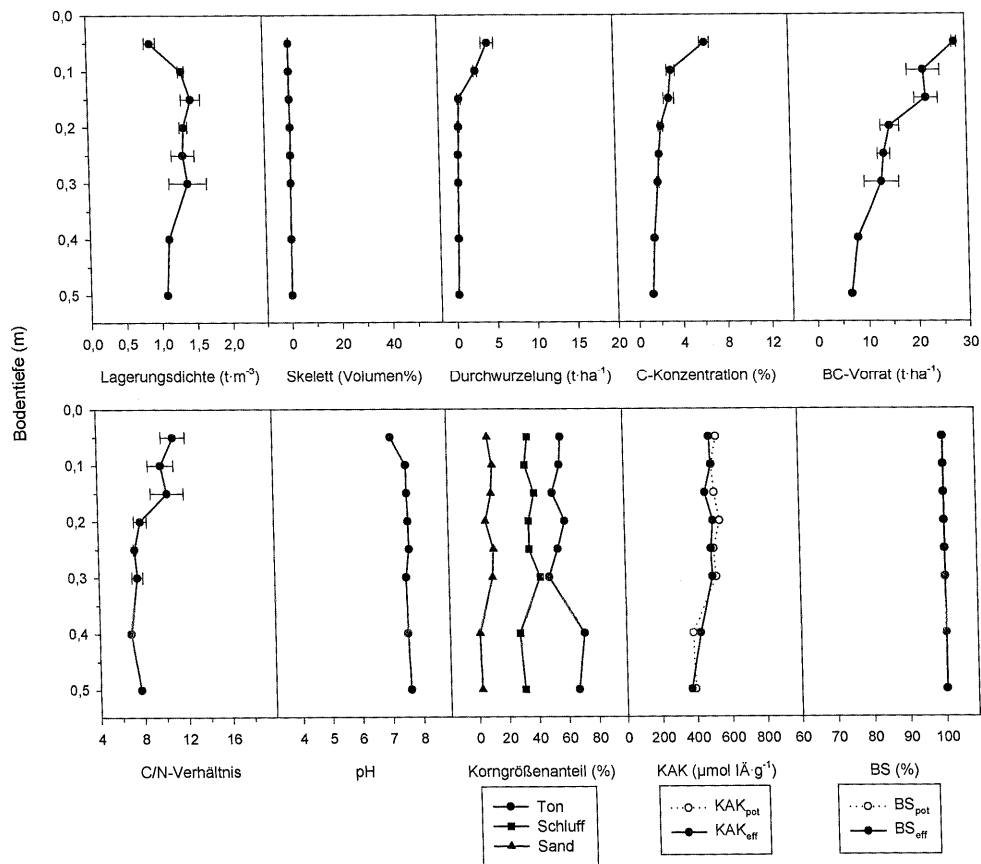
**Tab. A 3.1-6:** Anteil lebender und abgestorbener Wurzeln an der unterirdischen Gesamt-Biomasse, exemplarisch durchgeführt für die erste Beprobung im Februar/März 2000, für die Intensivflächen in je drei Beprobungstiefen (MW und SD). a, b und c geben signifikante Unterschiede zwischen den Bodentiefen an (ANOVA, SNK,  $\alpha = 0,05$ , n = 8).

Folgende Seiten:

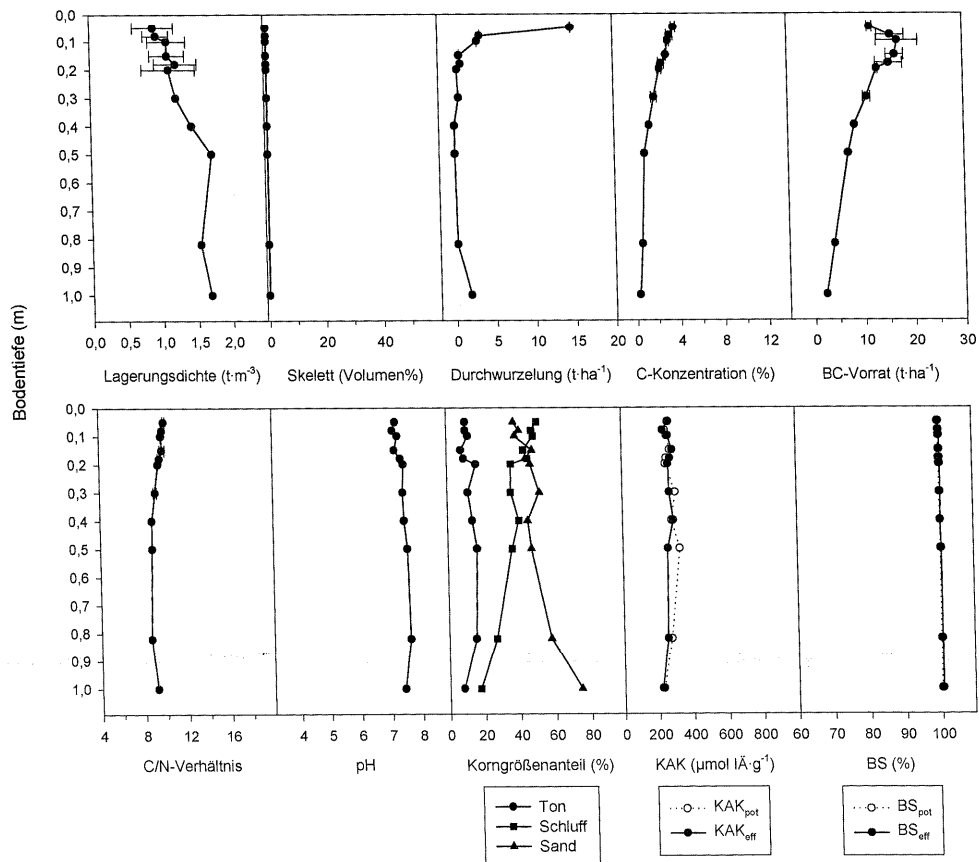
**Abb. A 3.2: 1-21:** Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften aller Beprobungstiefen der untersuchten Flächen

Für alle Flächen werden in den folgenden Graphiken Lagerungsdichte des Feinbodens, Skelettanteil, Durchwurzelung, C-Konzentration, Boden-Kohlenstoffvorrat (BC-Vorrat), C/N-Verhältnis, pH-Wert, Korngrößenverteilung, KAK und BS für alle beprobten Bodentiefen dargestellt. Die Werte entsprechen immer der darüber liegenden Tiefenstufe. Bei einer von 0,05 m-Tiefenstufen abweichenden Beprobung, wurde, um den direkten Vergleich zu ermöglichen, der extrapolierte Wert aufgetragen. Für die drei Wiederholungen bis in eine Bodentiefe von 0,3 m wurde in der Regel die SD angegeben. Es wurde versucht, die Skalierung eines Parameters soweit als möglich für alle Flächen zu vereinheitlichen. Die wenigen Ausnahmen sollten jedoch bei der Betrachtung der Grafiken nicht zu Verwirrungen führen. Die Reihenfolge entspricht der in Tab. 2.3-2.

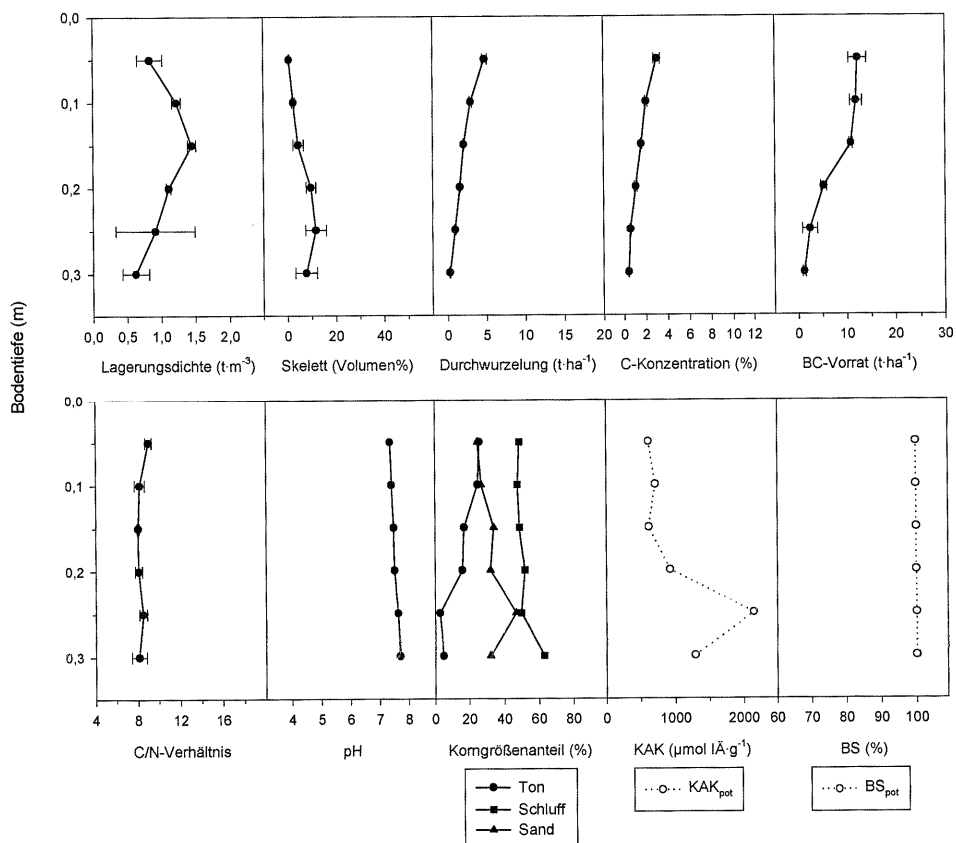
## 1 Reinsdorf



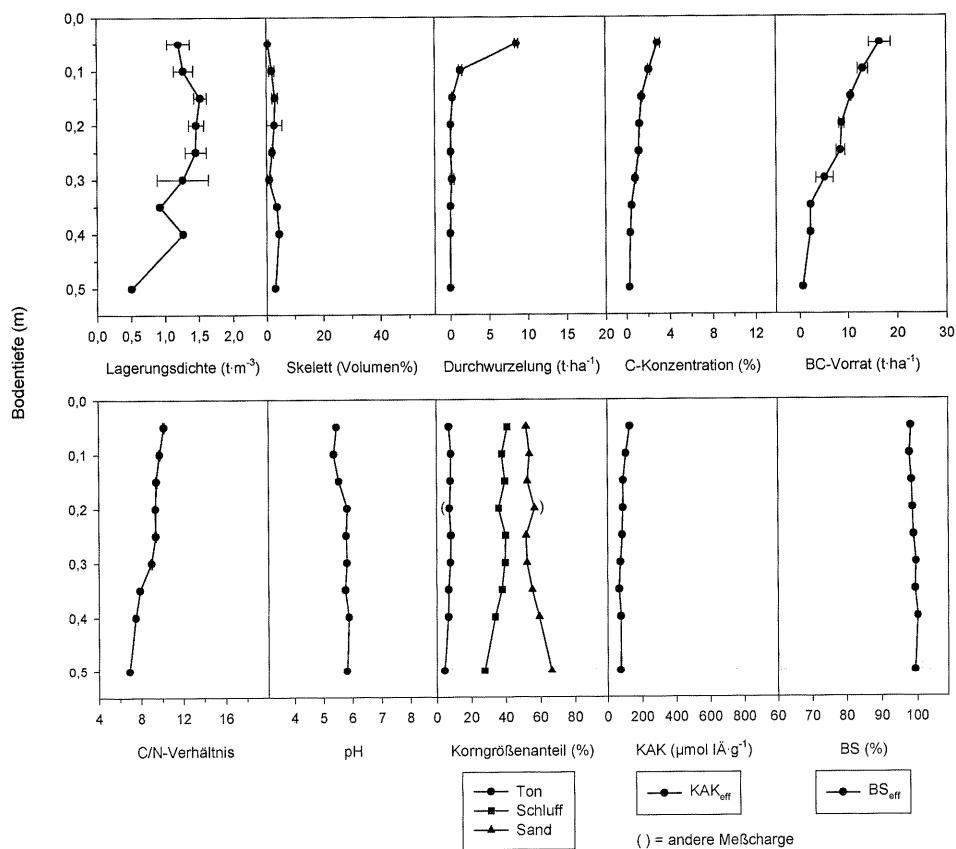
## 2 Löbstedt



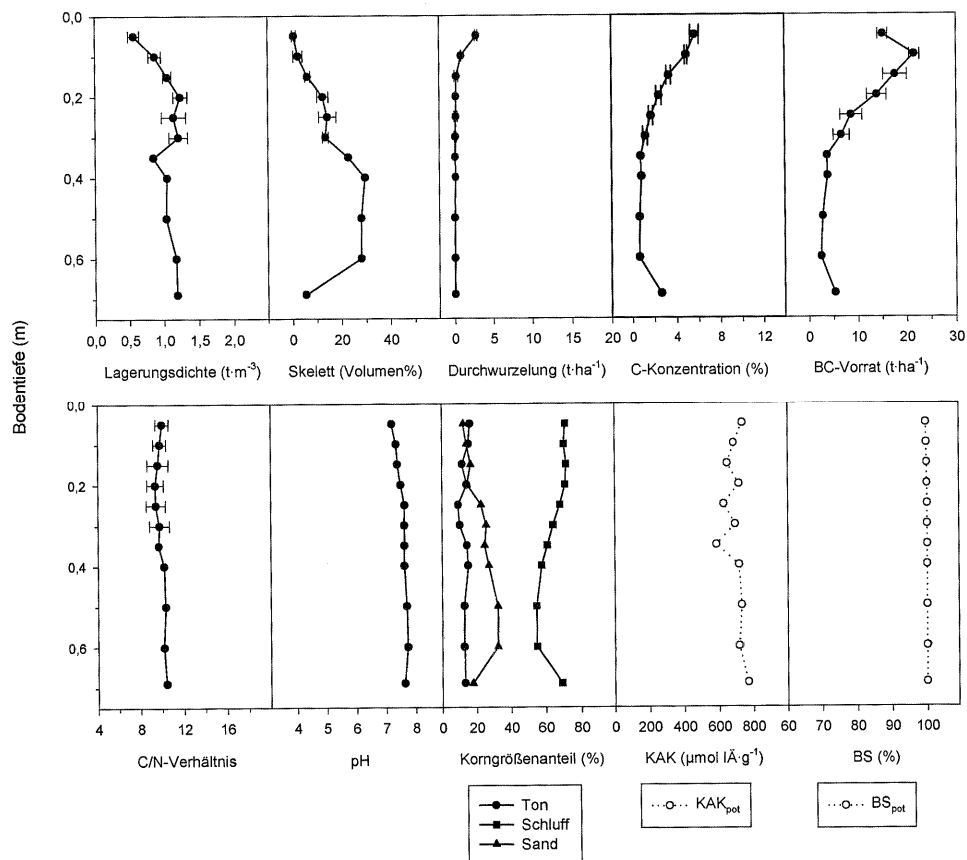
## 3 Steinhäben



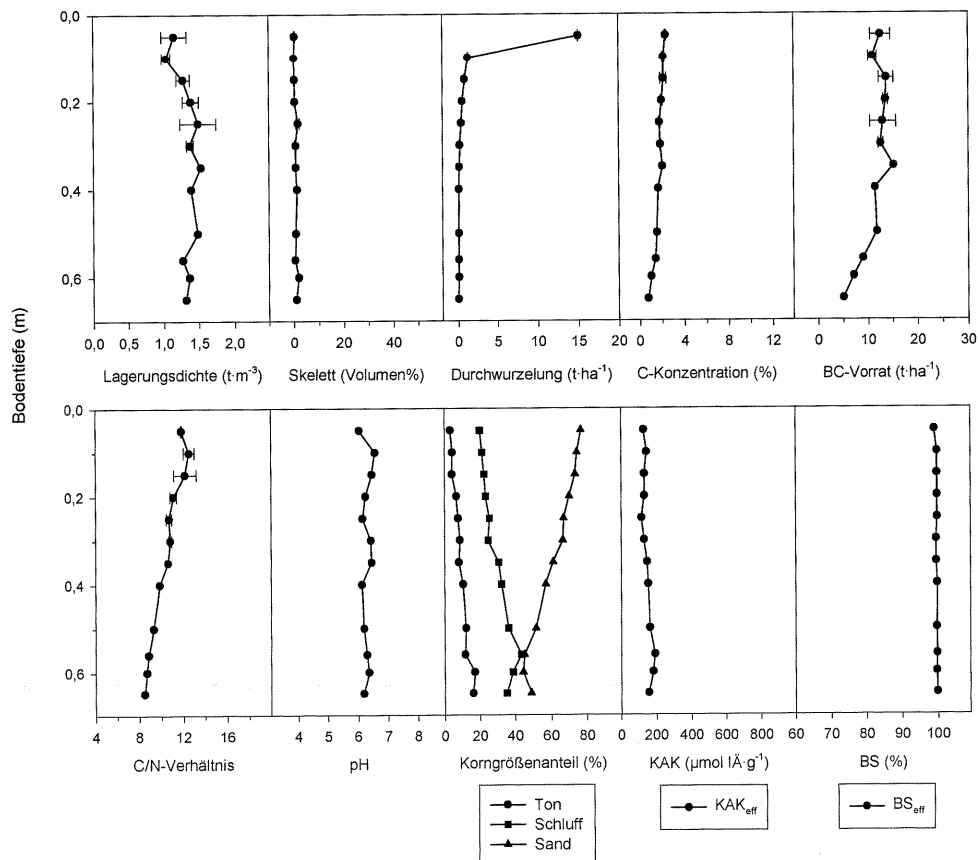
## 4 Freienorla



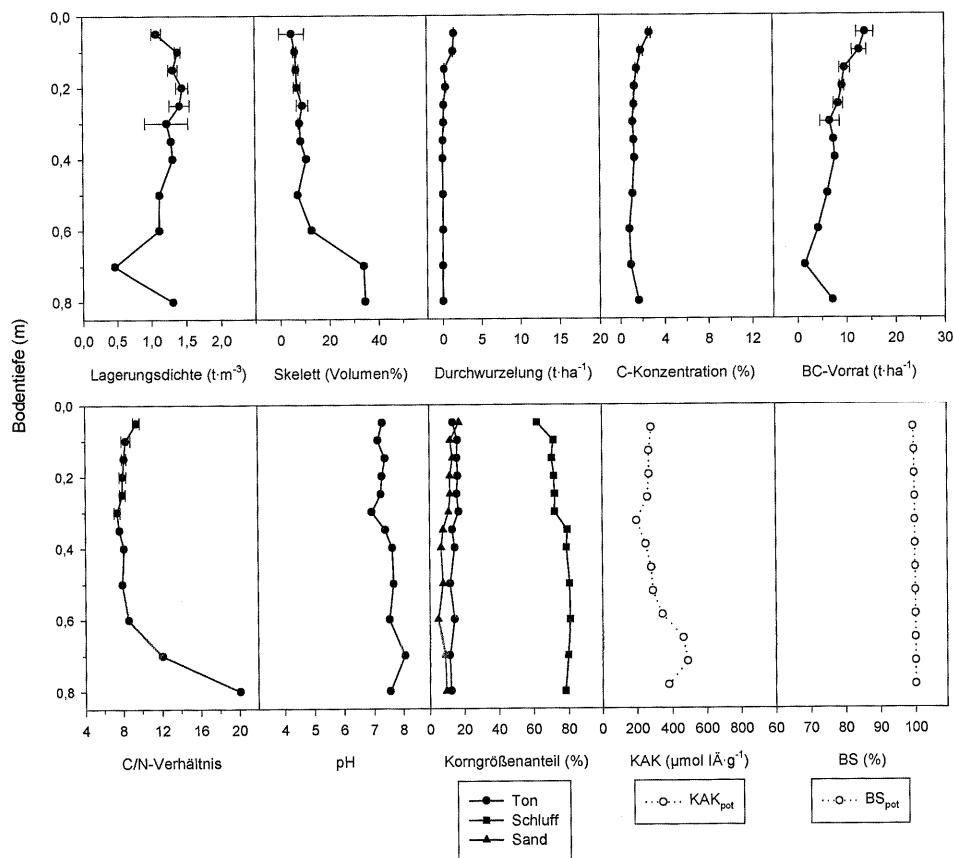
## 5 Leutra



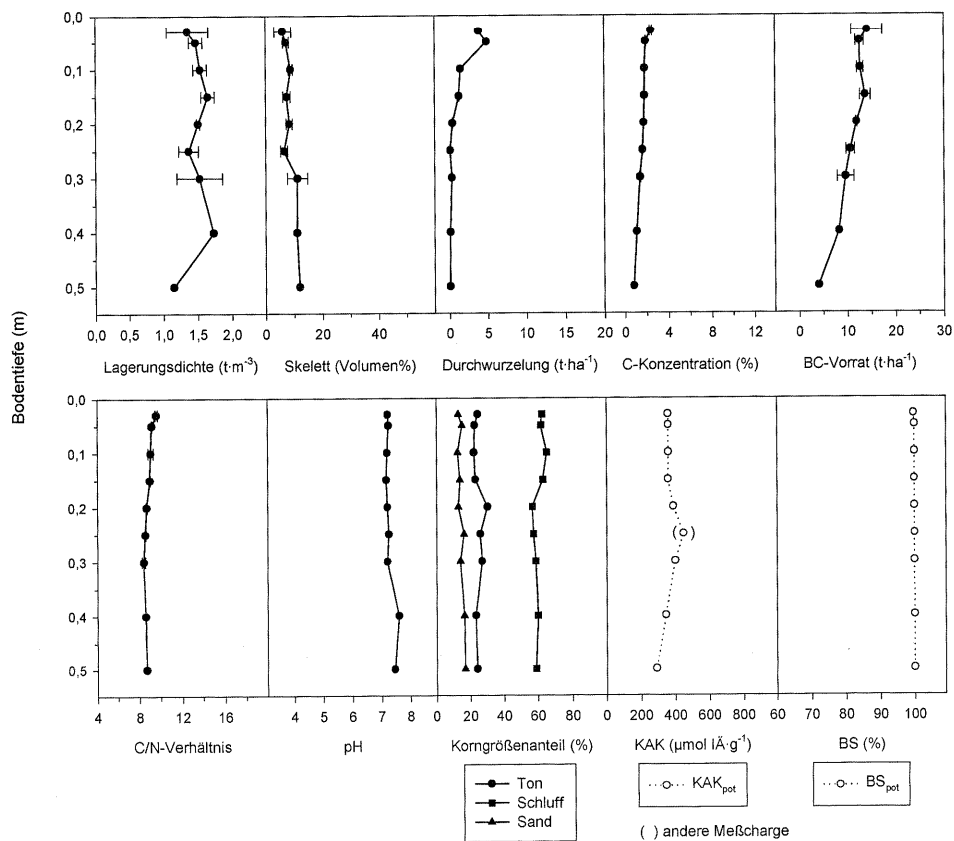
## 6 Wernshausen



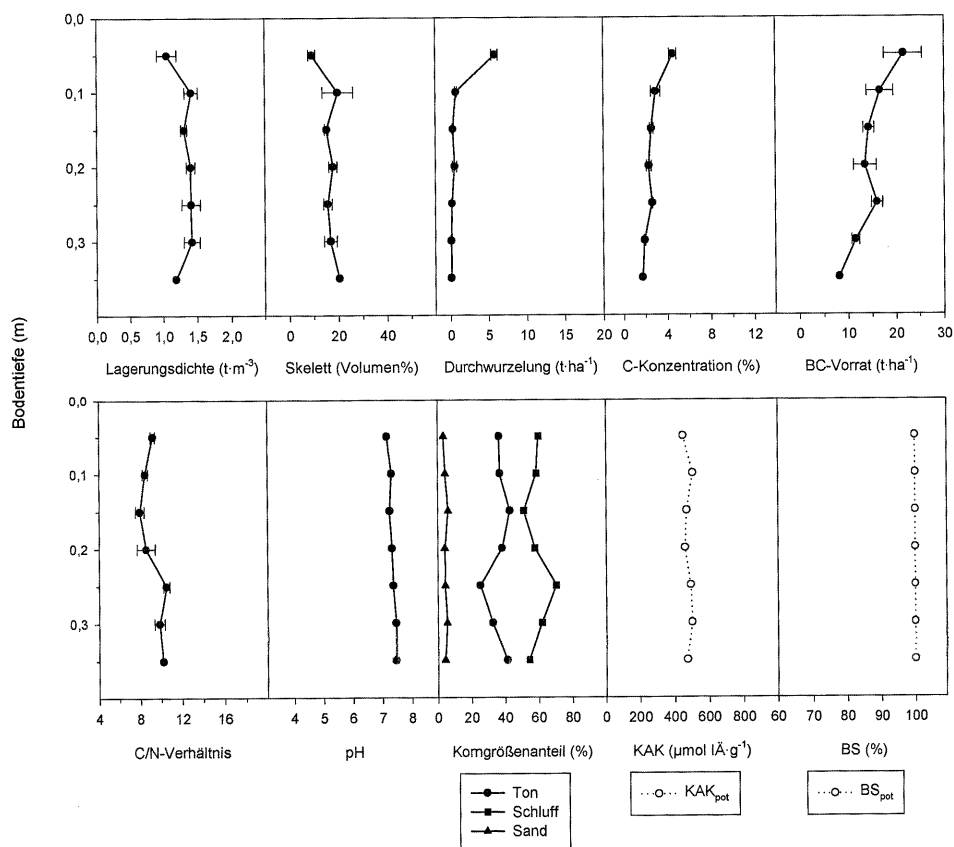
## 7 Harrasmühle



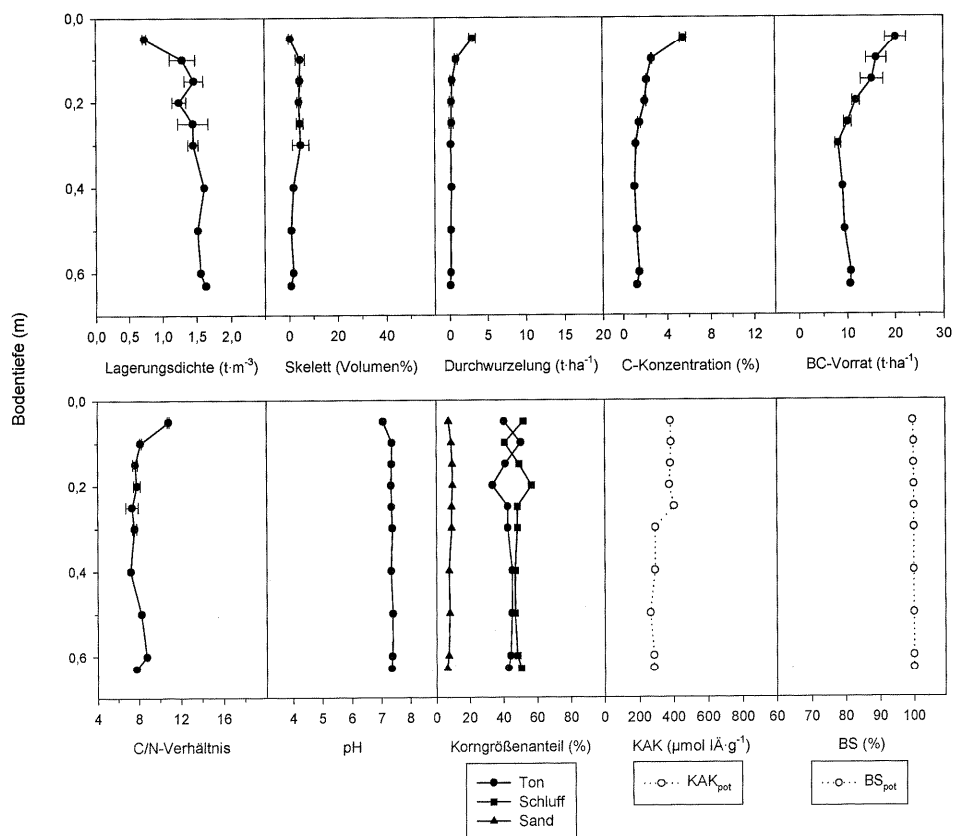
## 8 Wechmar Ansaat



## 9 Pösen

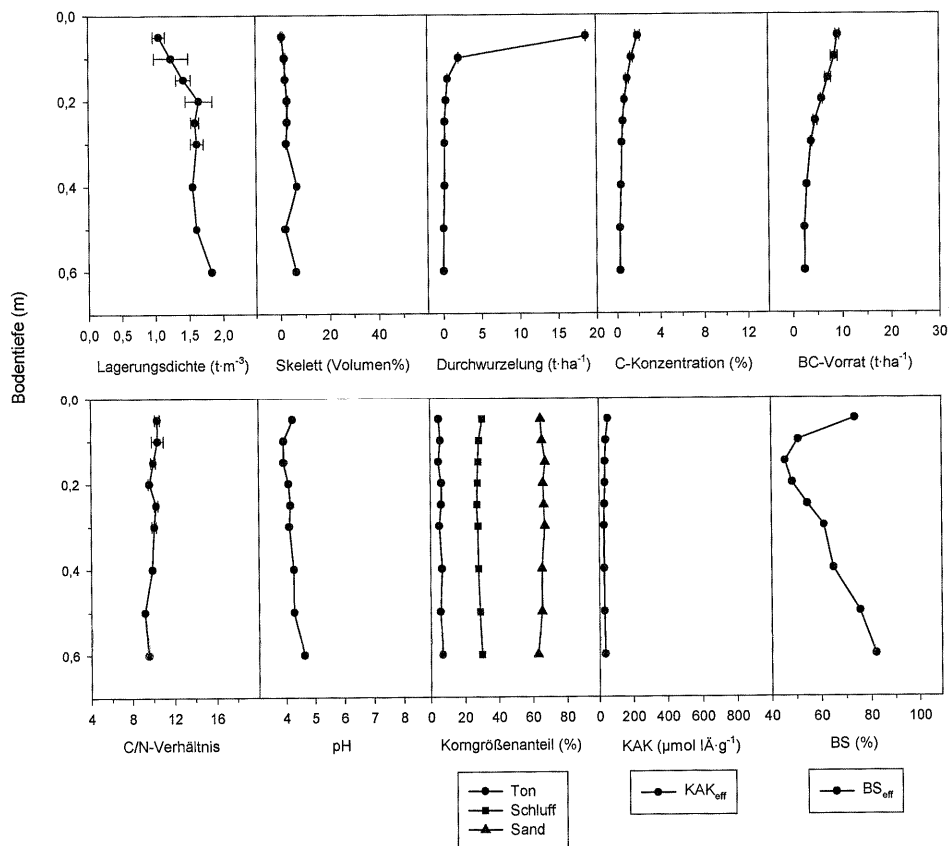


## 10 Schwabhausen

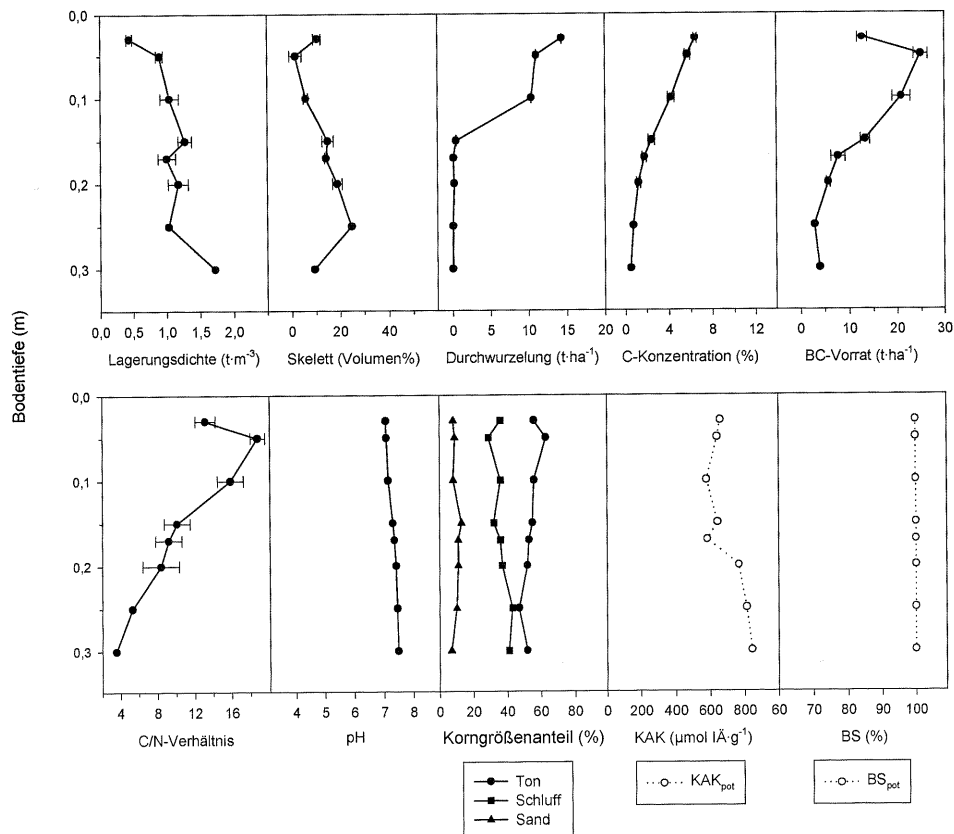




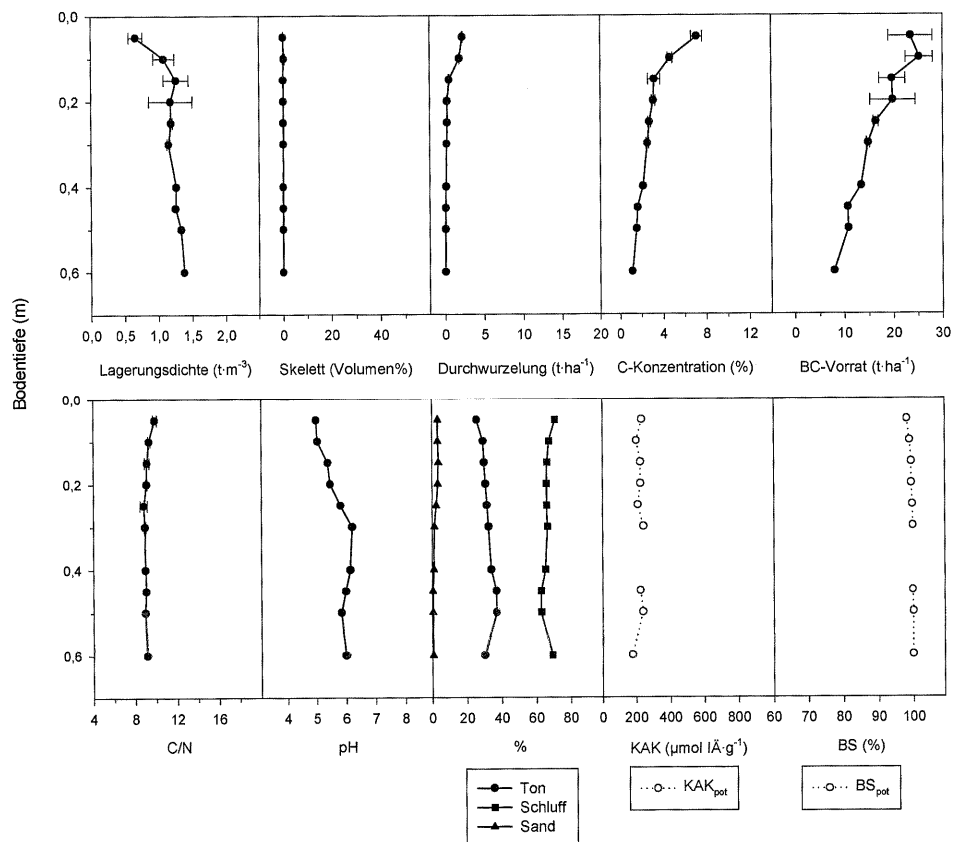
## 11 Schwallungen



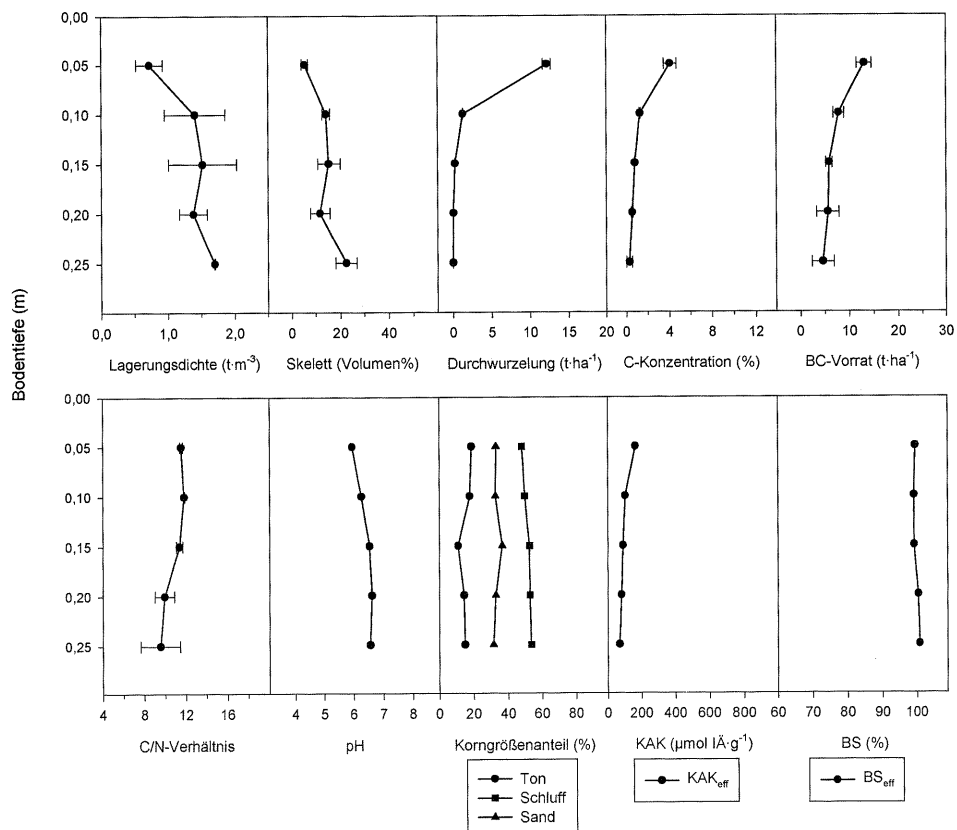
## 12 Wechmar Kalkmagerrasen



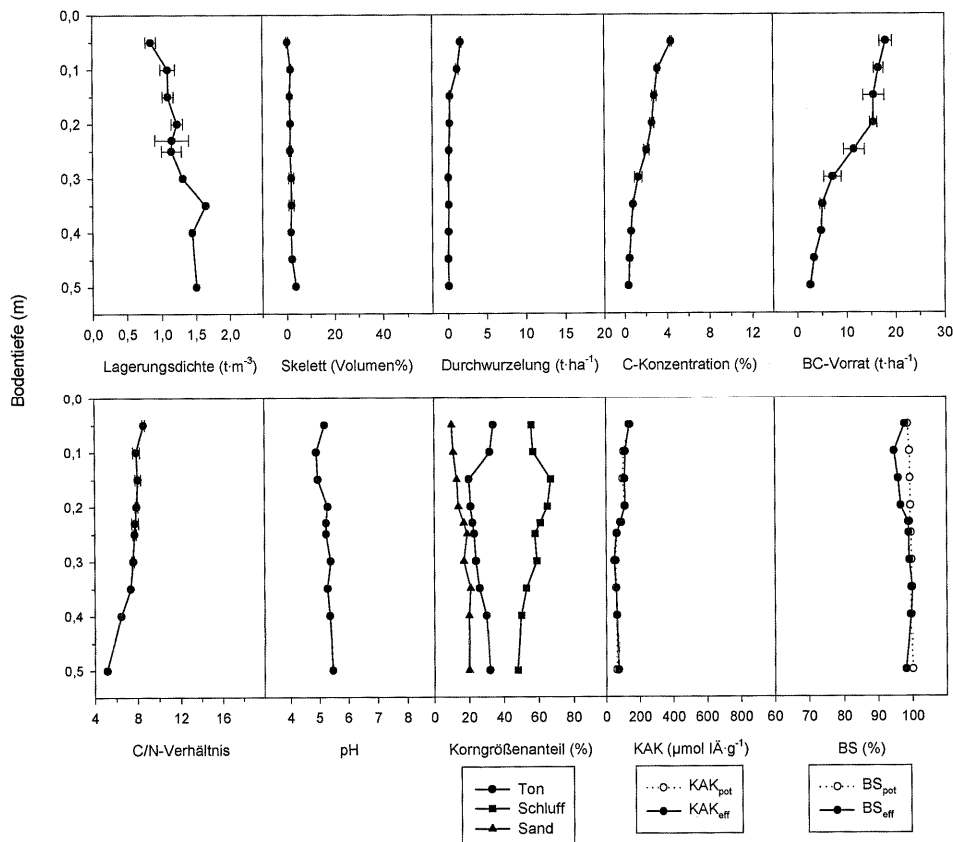
## 13 Birkenfeld



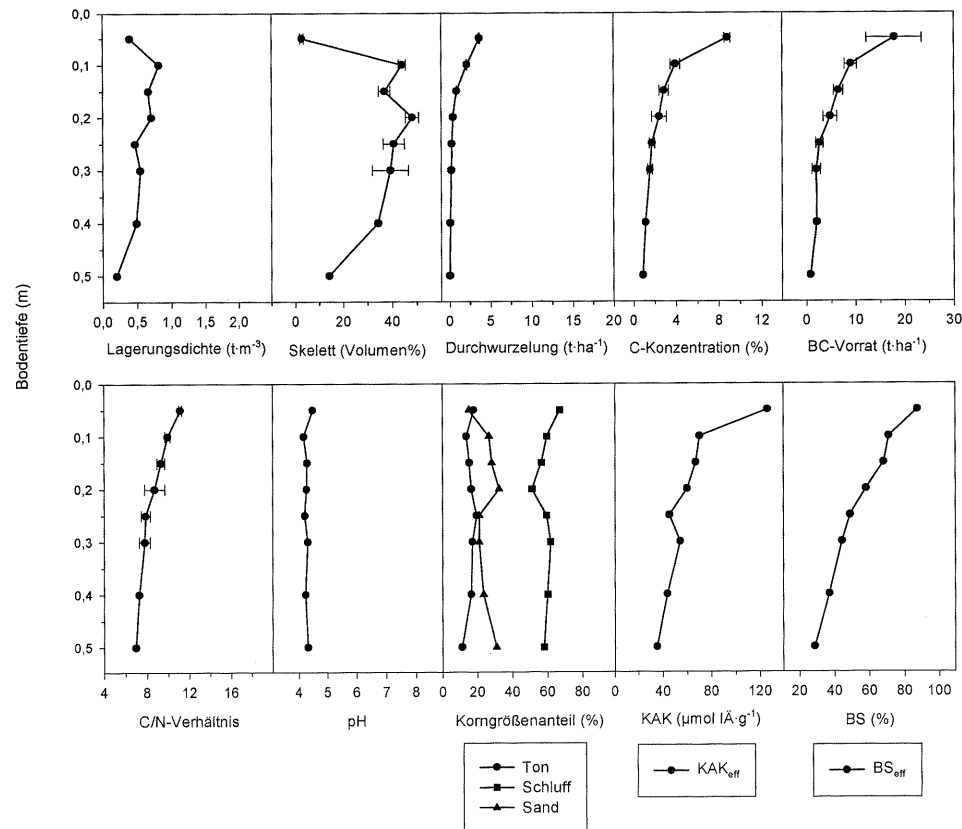
## 14 Tambach-Dietharz



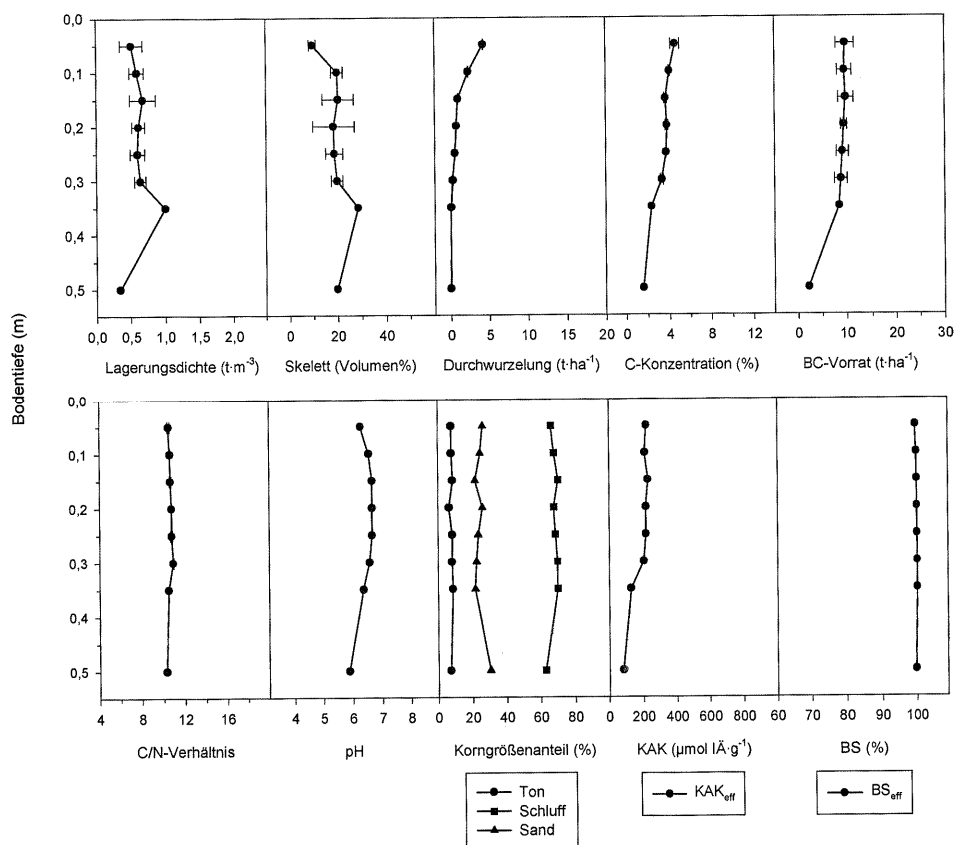
15 Zeulenroda



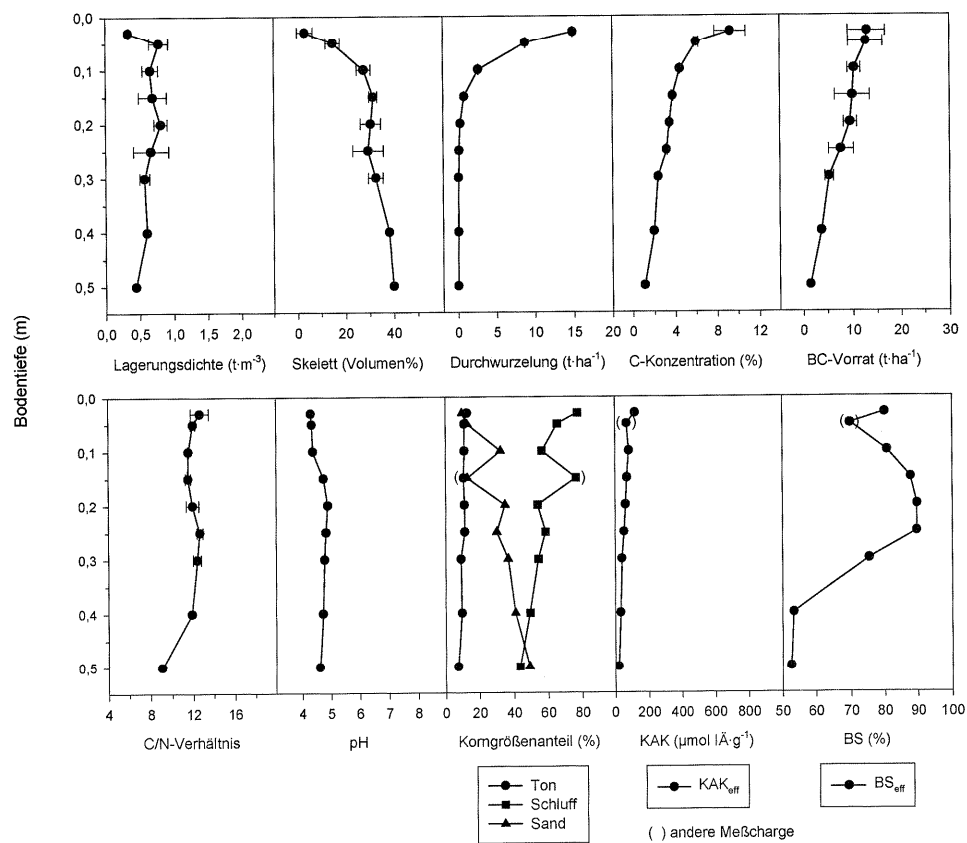
16 Arnsgereuth



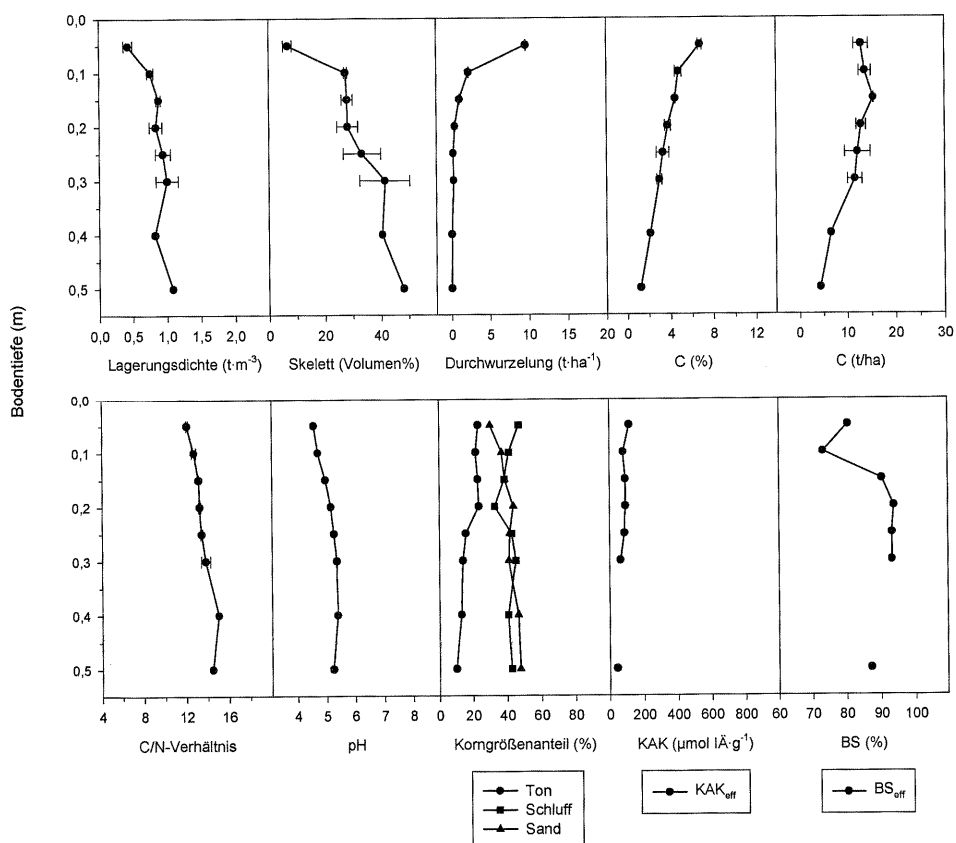
## 17 Oberweißbach Ansaat



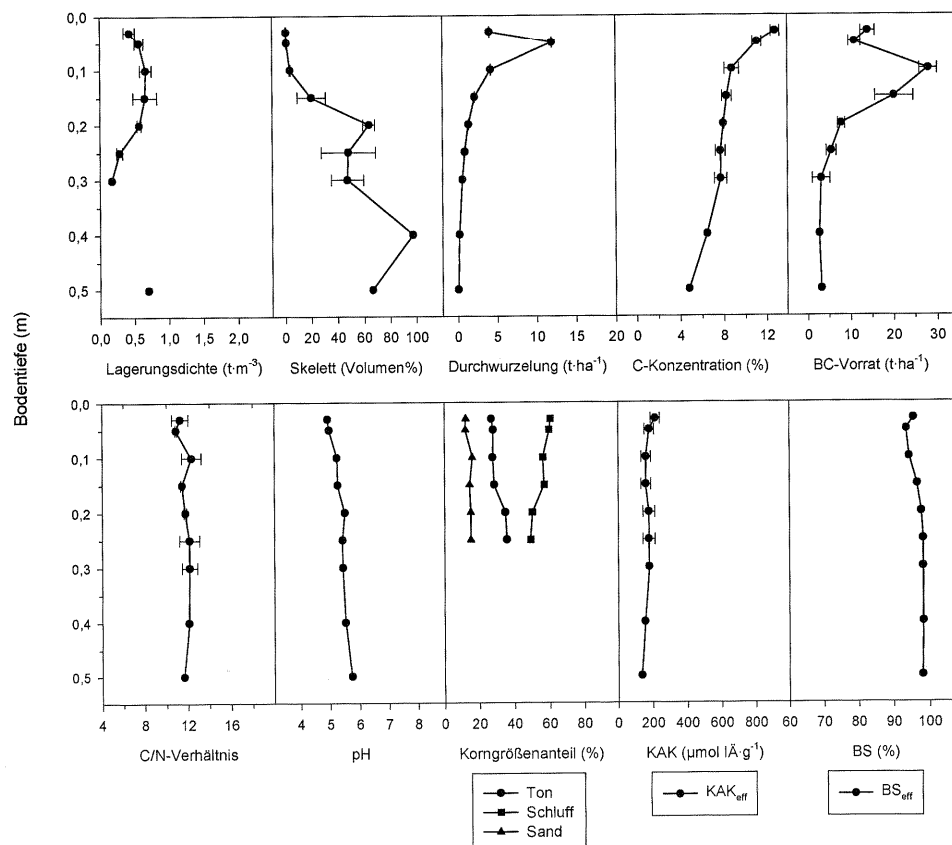
## 18 Oberweißbach



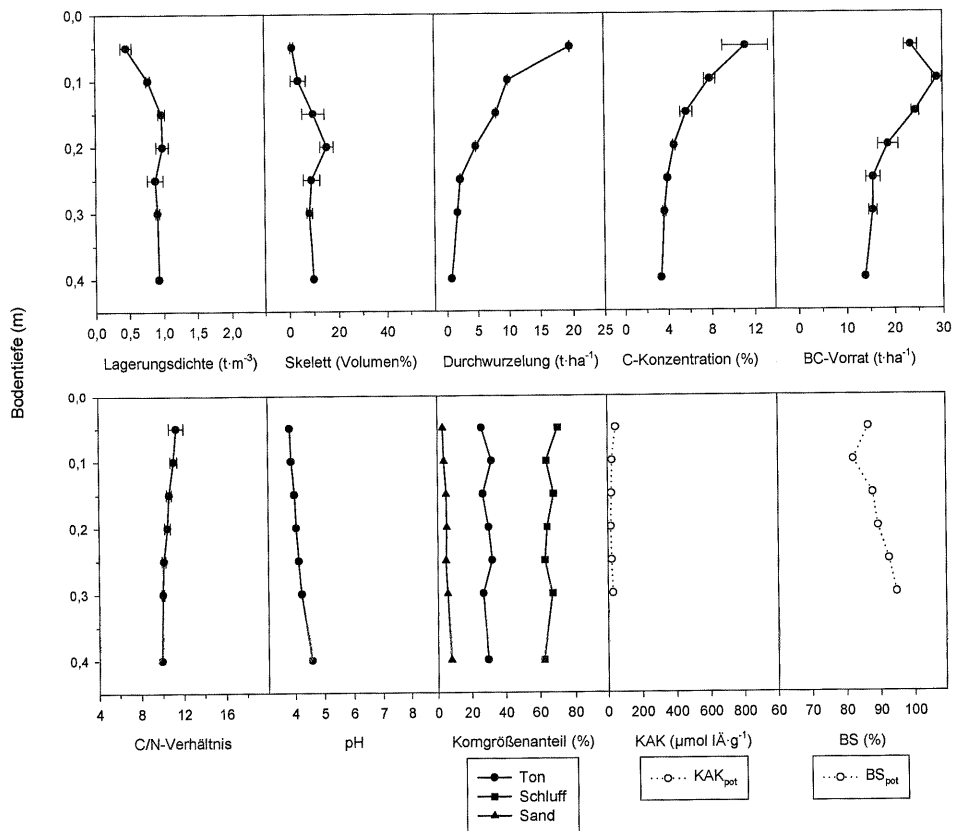
## 19 Neustadt



## 20 Frauenwald



## 21 Frankenheim



Folgende Seiten:

**Tab. A 3.2-22:** KAK und BS aller Untersuchungsflächen und Aufstellung der Gehalte der Einzelionen in den Beprobungstiefen. Die potentielle und effektive KAK (KAK<sub>pot</sub> bzw. KAK<sub>eff</sub>) wurden entsprechend Kap. 2.4.1 bestimmt (n = 1).

**Tab. A 3.2-23:** KAK und BS aller Untersuchungsflächen und Aufstellung der Anteile der Einzelionen an der KAK in den Beprobungstiefen. Die potentielle und effektive KAK (KAK<sub>pot</sub> bzw. KAK<sub>eff</sub>) wurden entsprechend Kap. 2.4.1 bestimmt (n = 1).

Fläche	Bodentiefe m	KAK <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]	KAK <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]	BS <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]	BS <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]	Einzeleinheiten der KAK <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]								Einzeleinheiten der KAK <sub>pot</sub> [µmol IA g <sup>-1</sup> ]							
						H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Mn <sup>2+</sup>
Reinsdorf	0-0,05	528,9	490,3	99,9	100,0	-0,1	474,0	42,0	1,7	11,5	0,0	0,1	0,7	-0,6	426,7	44,9	2,3	13,5	0,0	0,0	0,5
	0,05-0,10	500,0	499,0	100,0	100,1	-0,1	454,3	37,0	2,0	6,5	0,0	0,0	0,3	-0,5	450,7	38,7	2,3	7,6	0,0	0,0	0,3
	0,10-0,15	514,2	492,0	100,0	100,1	-0,1	456,7	38,0	2,0	5,7	0,0	0,0	0,3	-0,7	414,0	39,4	2,7	6,2	0,0	0,0	0,2
	0,15-0,20	542,6	504,1	100,0	100,1	-0,1	492,1	42,1	2,5	5,7	0,0	0,0	0,3	-0,6	452,3	42,7	3,1	6,5	0,0	0,0	0,2
	0,20-0,25	505,6	490,7	100,0	100,1	-0,1	460,0	37,9	2,5	4,9	0,0	0,0	0,4	-0,6	440,2	40,8	3,5	6,6	0,0	0,0	0,3
	0,25-0,30	517,9	496,6	100,0	100,1	-0,1	468,4	43,1	3,3	4,9	0,0	0,0	0,3	-0,6	440,1	46,9	4,1	5,8	0,0	0,0	0,2
	0,30-0,40	382,1	424,4	100,0	100,1	-0,1	319,3	52,6	4,7	5,5	0,0	0,0	0,1	-0,6	352,3	60,1	5,8	6,7	0,0	0,0	0,1
	0,40-0,50	391,8	399,4	100,0	100,2	-0,1	317,2	52,1	5,2	5,3	0,0	0,0	0,1	-0,6	297,8	59,1	5,4	6,6	0,0	0,0	0,1
Löbstedt	0-0,05	290,0	271,0	99,6	99,6	0,0	249,2	15,1	0,7	1,8	0,0	0,1	1,1	-0,6	251,3	15,9	1,1	2,2	0,0	0,1	1,0
	0,05-0,10	254,8	250,3	99,7	99,9	0,0	237,7	10,8	1,6	3,9	0,1	0,1	0,5	-0,7	233,7	14,0	1,1	1,4	0,1	0,1	0,7
	0,10-0,15	277,9	291,9	99,8	100,0	0,0	264,1	11,7	0,5	0,9	0,0	0,0	0,6	-0,6	276,0	13,1	1,0	1,8	0,0	0,0	0,6
	0,15-0,20	255,4	273,6	99,8	100,1	0,0	240,3	9,7	1,5	3,3	0,1	0,1	0,4	-0,6	260,7	11,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,4
	0,20-0,25	305,5	272,0	99,8	100,1	-0,1	267,0	9,3	2,3	5,0	0,2	0,1	0,4	-0,6	261,2	8,8	1,4	1,0	0,0	0,0	0,3
	0,25-0,30	283,2	292,8	99,9	100,0	0,0	271,7	8,5	1,6	3,1	0,0	0,1	0,2	-0,2	283,0	7,8	1,1	0,9	0,0	0,0	0,2
	0,30-0,40	327,7	255,3	99,9	100,2	0,0	314,7	7,3	1,7	3,9	0,0	0,1	0,2	-0,6	251,2	6,8	1,1	0,8	0,0	0,0	0,1
	0,50-0,62	275,1	251,1	99,9	100,2	0,0	262,2	5,7	1,1	1,9	0,0	0,1	0,2	-0,6	246,4	5,8	1,0	0,5	0,0	0,0	0,1
0,62-1,00	228,1	213,6	99,9	100,2	0,0	220,6	4,3	0,5	0,4	0,0	0,0	0,1	-0,6	213,3	4,6	0,8	0,4	0,0	0,0	0,1	
Steinhäulen	0-0,05	616,0	599,8	99,8	99,8	-0,1	593,0	13,7	1,0	7,0	0,3	0,1	0,9	-0,1	593,0	13,7	1,0	7,0	0,3	0,1	0,9
	0,05-0,10	712,4	699,8	99,8	99,8	-0,1	688,4	13,3	1,8	7,6	0,4	0,1	0,8	-0,1	688,4	13,3	1,8	7,6	0,4	0,1	0,8
	0,10-0,15	617,3	599,9	99,9	99,9	-0,1	603,5	9,8	0,4	2,8	0,2	0,0	0,5	-0,1	603,5	9,8	0,4	2,8	0,2	0,0	0,5
	0,15-0,20	545,8	599,9	99,9	99,9	-0,1	519,3	7,3	0,7	2,3	0,1	0,1	0,3	-0,1	519,3	7,3	0,7	2,3	0,1	0,1	0,3
	0,20-0,25	714,6,3	599,9	99,9	99,9	-0,1	149,8	4,3	1,1	2,8	0,4	0,0	0,5	-0,1	149,8	4,3	1,1	2,8	0,4	0,0	0,5
	0,25-0,30	1789,0	100,0	0,0	0,0	0,0	1282,9	3,8	0,7	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Leutra	0-0,05	795,7	697,7	99,7	99,7	-0,2	707,4	22,3	0,8	2,7	0,5	0,3	1,9	-0,2	707,4	22,3	0,8	2,7	0,5	0,3	1,9
	0,05-0,10	665,2	699,8	99,8	99,8	-0,1	658,4	17,4	2,1	5,7	0,3	0,2	1,2	-0,1	658,4	17,4	2,1	5,7	0,3	0,2	1,2
	0,10-0,15	646,4	699,8	99,8	99,8	-0,1	625,1	14,4	1,6	3,9	0,2	0,1	0,7	-0,1	625,1	14,4	1,6	3,9	0,2	0,1	0,7
	0,15-0,20	715,1	699,8	99,8	99,8	-0,1	687,8	11,9	0,6	2,8	0,2	0,1	0,4	-0,1	687,8	11,9	0,6	2,8	0,2	0,1	0,4
	0,20-0,25	626,4	699,8	99,8	99,8	0,0	612,9	11,9	0,6	0,9	0,0	0,0	0,2	-0,1	612,9	11,9	0,6	0,9	0,0	0,0	0,2
	0,25-0,30	692,9	699,8	99,8	99,8	0,0	678,1	13,0	0,6	1,0	0,0	0,0	0,2	-0,1	678,1	13,0	0,6	1,0	0,0	0,0	0,2
	0,30-0,40	640,4	699,8	99,8	99,8	-0,1	633,7	13,3	0,8	1,4	0,0	0,0	0,1	-0,1	633,7	13,3	0,8	1,4	0,0	0,0	0,1
	0,40-0,50	731,7	699,8	99,8	99,8	-0,1	708,8	14,2	2,1	6,4	0,2	0,1	0,1	-0,1	708,8	14,2	2,1	6,4	0,2	0,1	0,1
Harnsmühle	0-0,05	293,0	299,4	99,4	99,4	0,0	198,0	77,1	0,4	5,8	0,0	0,0	1,7	-0,1	198,0	77,1	0,4	5,8	0,0	0,0	1,7
	0,05-0,10	271,2	299,4	99,7	99,7	0,0	189,8	75,6	0,5	3,3	0,0	0,0	0,9	-0,1	189,8	75,6	0,5	3,3	0,0	0,0	0,9
	0,10-0,15	270,0	299,4	99,7	99,7	0,0	189,0	75,6	0,6	2,8	0,0	0,0	0,8	-0,1	189,0	75,6	0,6	2,8	0,0	0,0	0,8
	0,15-0,20	260,5	299,4	99,8	99,8	0,0	182,7	74,5	0,6	2,7	0,0	0,0	0,6	-0,1	182,7	74,5	0,6	2,7	0,0	0,0	0,6
	0,20-0,25	198,2	299,4	99,8	99,8	0,0	184,9	80,9	0,6	2,5	0,0	0,0	0,3	-0,1	184,9	80,9	0,6	2,5	0,0	0,0	0,3
	0,25-0,30	250,2	299,4	99,8	99,8	0,0	177,7	88,9	0,6	2,6	0,0	0,0	0,4	-0,1	177,7	88,9	0,6	2,6	0,0	0,0	0,4
	0,30-0,40	260,9	299,4	99,8	99,8	-0,1	215,5	86,9	0,6	2,7	0,0	0,0	0,4	-0,1	215,5	86,9	0,6	2,7	0,0	0,0	0,4
	0,40-0,50	344,1	299,4	99,8	99,8	0,0	298,9	41,8	0,6	2,5	0,0	0,0	0,3	-0,1	298,9	41,8	0,6	2,5	0,0	0,0	0,3
Wechmar Ansaat	0-0,05	350,1	350,1	100,0	100,0	-0,1	331,8	45,8	0,6	1,8	0,0	0,0	0,2	-0,1	331,8	45,8	0,6	1,8	0,0	0,0	0,2
	0,05-0,10	353,3	350,1	99,7	99,7	0,0	330,3	15,8	0,6	10,7	0,0	0,0	1,0	-0,1	330,3	15,8	0,6	10,7	0,0	0,0	1,0
	0,10-0,15	360,1	350,1	99,6	99,6	0,0	334,1	16,2	0,7	8,5	0,0	0,0	0,6	-0,1	334,1	16,2	0,7	8,5	0,0	0,0	0,6
	0,15-0,20	357,2	350,1	99,6	99,6	0,0	339,6	16,1	1,0	9,9	0,0	0,0	0,7	-0,1	339,6	16,1	1,0	9,9	0,0	0,0	0,7
	0,20-0,25	398,8	350,1	99,9	99,9	0,0	355,8	16,8	1,6	13,9	0,0	0,0	0,5	-0,1	355,8	16,8	1,6	13,9	0,0	0,0	0,5
	0,25-0,30	442,5	350,1	99,9	99,9	-0,1	403,3	17,2	0,8	10,2	0,0	0,0	0,5	-0,1	403,3	17,2	0,8	10,2	0,0	0,0	0,5
	0,30-0,40	396,9	350,1	99,9	99,9	0,0	371,7	15,8	0,7	10,2	0,0	0,0	0,5	-0,1	371,7	15,8	0,7	10,2	0,0	0,0	0,5
	0,40-0,50	344,9	350,1	99,9	99,9	0,0	322,7	13,5	0,6	7,7	0,0	0,0	0,2	-0,1	322,7	13,5	0,6	7,7	0,0	0,0	0,2
Posen	0-0,05	449,5	449,5	99,8	99,8	0,0	408,8	37,1	0,9	9,8	0,0	0,0	1,0	-0,1	408,8	37,1	0,9	9,8	0,0	0,0	1,0
	0,05-0,10	503,3	449,5	99,9	99,9	0,0	424,0	33,6	1,8	6,4	0,0	0,0	0,6	-0,1	424,0	33,6	1,8	6,4	0,0	0,0	0,6
	0,10-0,15	492,9	449,5	99,9	99,9	0,0	425,9	31,9	1,4	8,0	0,0	0,0	0,6	-0,1	425,9	31,9	1,4	8,0	0,0	0,0	0,6
	0,15-0,20	498,2	449,5	99,9	99,9	0,0	420,2	32,2	0,8	5,7	0,0	0,0	0,5	-0,1	420,2	32,2	0,8	5,7	0,0	0,0	0,5
	0,20-0,25	491,9	449,5	99,9	99,9	-0,1	452,2	32,8	0,6	5,7	0,0	0,0	0,5	-0,1	452,2	32,8	0,6	5,7	0,0	0,0	0,5
	0,25-0,30	499,8	449,5	99,9	99,9	-0,1	458,5	32,6	0,7	6,4	0,0	0,0									

Fläche	Bodentiefe (m)	Anteil der Einzelnen an der KAK <sub>pot</sub> (%)				Anteil der Einzelnen an der KAK <sub>pot</sub> (%)															
		K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Mn <sup>2+</sup>				
Reinsdorf	0-0,05	529,9	490,3	99,9	100,0	0,0	89,5	7,9	0,3	2,2	0,0	0,0	0,1	-0,1	87,8	9,2	0,5	2,8	0,0	0,0	0,1
	0,05-0,10	500,0	490,0	100,0	100,1	0,0	90,9	7,4	0,4	1,3	0,0	0,0	0,1	-0,1	90,3	7,7	0,5	1,5	0,0	0,0	0,1
	0,10-0,15	514,2	462,0	100,0	100,1	0,0	90,8	7,7	0,4	1,1	0,0	0,0	0,1	-0,1	89,6	8,5	0,6	1,3	0,0	0,0	0,0
	0,15-0,20	542,6	504,1	100,0	100,1	0,0	90,7	7,8	0,5	1,9	0,0	0,0	0,1	-0,1	89,7	8,5	0,6	1,3	0,0	0,0	0,0
	0,20-0,25	505,6	490,7	100,0	100,1	0,0	91,0	7,5	0,5	1,0	0,0	0,0	0,1	-0,1	89,7	8,3	0,7	1,4	0,0	0,0	0,1
	0,25-0,30	517,9	496,6	100,0	100,1	0,0	90,1	8,3	0,6	0,9	0,0	0,0	0,1	-0,1	88,6	9,4	0,9	1,2	0,0	0,0	0,0
	0,30-0,40	582,1	424,4	100,0	100,1	0,0	93,8	13,8	1,2	1,4	0,0	0,0	0,0	-0,1	93,0	14,2	1,4	1,8	0,0	0,0	0,0
0,40-0,50	391,8	369,4	100,0	100,2	0,0	81,0	15,9	1,6	1,8	0,0	0,0	0,0	-0,2	80,6	16,0	1,7	1,8	0,0	0,0	0,0	
Lobstedt	0-0,05	296,0	271,0	99,8	99,8	0,0	93,0	5,7	0,3	0,7	0,0	0,0	0,4	-0,2	92,7	5,9	0,4	0,8	0,0	0,0	0,4
	0,05-0,10	294,8	293,3	99,7	99,9	0,0	93,3	4,2	0,6	1,6	0,0	0,0	0,2	-0,3	93,3	5,6	0,4	0,8	0,0	0,0	0,3
	0,10-0,15	277,9	291,9	99,8	100,0	0,0	95,0	4,2	0,2	0,3	0,0	0,0	0,2	-0,2	94,6	4,5	0,4	0,6	0,0	0,0	0,2
	0,15-0,20	255,4	273,6	99,8	100,1	0,0	94,1	3,8	0,6	1,3	0,0	0,0	0,2	-0,2	95,3	4,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,2
	0,20-0,30	305,5	272,0	99,8	100,1	0,0	93,9	3,3	0,8	1,8	0,1	0,0	0,1	-0,2	96,0	3,3	0,5	0,3	0,0	0,0	0,1
	0,30-0,40	283,3	320,8	99,8	100,0	0,0	96,0	2,3	0,6	1,1	0,0	0,0	0,1	-0,1	96,9	2,7	0,4	0,3	0,0	0,0	0,1
	0,40-0,50	327,7	259,3	99,9	100,2	0,0	96,1	2,2	0,5	1,1	0,0	0,0	0,1	-0,2	96,9	2,6	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0
0,50-0,62	275,1	253,1	99,9	100,2	0,0	96,8	2,1	0,4	0,7	0,0	0,0	0,1	-0,2	97,3	2,3	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	
0,62-1,00	226,1	215,6	99,9	100,2	0,0	97,7	1,5	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1	-0,3	97,6	2,1	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	
Steinthalen	0-0,05	619,3	599,8	99,8	99,8	0,0	96,3	2,2	0,2	1,1	0,0	0,0	0,1								
	0,05-0,10	712,4	699,8	99,8	99,8	0,0	96,8	1,9	0,3	1,1	0,1	0,0	0,1								
	0,10-0,15	617,3	609,8	99,9	99,9	0,0	97,8	1,8	0,1	0,5	0,0	0,0	0,1								
	0,15-0,20	624,6	609,8	99,9	99,9	0,0	98,8	0,8	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0								
	0,20-0,25	714,7	709,0	99,9	99,9	0,0	99,4	0,3	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0								
	0,25-0,30	1269,0	100,0	0,0	99,5	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0								
	0,30-0,40	1269,0	100,0	0,0	99,5	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0								
Leutra	0-0,05	735,7	709,0	99,7	99,7	0,0	96,2	3,0	0,1	0,4	0,1	0,0	0,3								
	0,05-0,10	695,2	699,8	99,9	99,9	0,0	96,1	2,5	0,3	0,8	0,0	0,0	0,2								
	0,10-0,15	645,4	699,8	99,9	99,9	0,0	96,7	2,2	0,3	0,6	0,0	0,0	0,1								
	0,15-0,20	715,1	699,8	99,9	99,9	0,0	97,5	2,1	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0								
	0,20-0,25	626,4	699,8	99,9	99,9	0,0	97,8	1,9	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0								
	0,25-0,30	692,9	699,8	99,9	99,9	0,0	97,9	1,9	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0								
	0,30-0,40	649,4	699,8	99,9	99,9	0,0	97,6	2,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0								
0,40-0,50	731,7	709,0	99,9	99,9	0,0	96,8	1,9	0,3	0,8	0,0	0,0	0,0									
0,50-0,60	714,7	709,0	99,9	99,9	0,0	97,7	1,8	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0									
0,60-0,70	782,0	709,0	99,9	99,9	0,0	97,3	2,3	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0									
Harnsrichte	0-0,05	283,0	283,0	99,4	99,4	0,0	70,0	27,2	0,1	2,1	0,0	0,0	0,6								
	0,05-0,10	283,0	283,0	99,4	99,4	0,0	70,0	27,2	0,1	2,1	0,0	0,0	0,6								
	0,10-0,15	270,3	270,3	99,7	99,7	0,0	70,0	28,2	0,2	1,2	0,0	0,0	0,3								
	0,15-0,20	280,5	280,5	99,8	99,8	0,0	69,9	28,6	0,2	1,0	0,0	0,0	0,2								
	0,20-0,25	188,2	188,2	99,8	99,8	0,0	71,9	26,6	0,2	1,1	0,0	0,0	0,2								
	0,25-0,30	252,9	252,9	99,8	99,8	0,0	71,0	27,5	0,2	1,0	0,0	0,0	0,2								
	0,30-0,40	286,0	286,0	99,8	99,8	0,0	75,4	23,4	0,2	0,9	0,0	0,0	0,1								
0,40-0,50	344,9	344,9	99,9	99,9	0,0	86,9	12,2	0,2	0,7	0,0	0,0	0,1									
0,50-0,60	482,5	482,5	99,9	99,9	0,0	90,5	8,9	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0									
0,60-0,70	488,7	488,7	100,0	100,0	0,0	92,2	7,3	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0									
0,70-0,80	488,7	488,7	100,0	100,0	0,0	92,2	7,3	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0									
Wechmar Ansaat	0-0,05	353,3	353,3	99,7	99,7	0,0	92,2	4,4	0,2	0,3	0,0	0,0	0,3								
	0,05-0,10	390,1	390,1	99,8	99,8	0,0	92,8	4,5	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2								
	0,10-0,15	397,2	397,2	99,8	99,8	0,0	92,3	4,5	0,3	0,3	0,0	0,0	0,2								
	0,15-0,20	388,8	388,8	99,8	99,8	0,0	91,6	4,3	0,4	0,3	0,0	0,0	0,1								
	0,20-0,25	447,5	447,5	99,9	99,9	0,0	93,1	4,2	0,1	2,5	0,0	0,0	0,1								
	0,25-0,30	396,9	396,9	99,9	99,9	0,0	93,2	4,0	0,2	2,5	0,0	0,0	0,1								
	0,30-0,40	344,9	344,9	99,9	99,9	0,0	93,6	3,9	0,2	2,2	0,0	0,0	0,1								
0,40-0,50	289,9	289,9	100,0	100,0	0,0	92,5	5,2	0,3	2,0	0,0	0,0	0,0									
Pösen	0-0,05	445,4	445,4	99,8	99,8	0,0	89,2	8,2	0,2	2,2	0,0	0,0	0,2								
	0,05-0,10	501,3	501,3	99,9	99,9	0,0	90,5	7,2	0,4	1,8	0,0	0,0	0,1								
	0,10-0,15	466,7	466,7	99,9	99,9	0,0	91,0	6,8	0,3	1,7	0,0	0,0	0,1								
	0,15-0,20	455,3	455,3	99,9	99,9	0,0	91,5	7,0	0,1	1,2	0,0	0,0	0,1								
	0,20-0,25	491,6	491,6	99,9	99,9	0,0	92,0	6,7	0,1	1,2	0,0	0,0	0,1								
	0,25-0,30	486,7	486,7	99,9	99,9	0,0	92,2	7,3	0,1	1,3	0,0	0,0	0,1								
	0,30-0,40	486,7	486,7	99,9	99,9	0,0	92,2	7,3	0,1	1,3	0,0	0,0	0,1								
Schwethausen	0-0,05	353,3	353,3	99,7	99,7	0,0	92,2	4,4	0,2	0,3	0,0	0,0	0,3								
	0,05-0,10	390,1	390,1	99,8	99,8	0,0	92,8	4,5	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2								
	0,10-0,15	397,2	397,2	99,8	99,8	0,0	92,3	4,5	0,3	0,3	0,0	0,0	0,2</								



Fläche	Bodentiefe	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		N gesamt	
	(m)	(kg N·ha <sup>-1</sup> ·0,1 m Bodentiefe)		(kg N·ha <sup>-1</sup> ·0,1 m Bodentiefe)		(kg N·ha <sup>-1</sup> ·0,1 m Bodentiefe)	
		MW	SD	MW	SD	MW	SD
FrISChe Mähweide							
Freienorla	0,1	4,8	2,1	5,9	2,0	10,7	
	0,2	3,5	1,9	3,2	0,6	6,7	
	0,3	3,6	0,8	2,6	0,6	6,2	
	0,4	2,2	0,5	1,6	0,6	3,9	
	0,5	1,5	0,7	0,9	0,4	2,4	
	0,6	0,7	0,1	1,0	0,2	1,7	
	0,7	0,2	0,3	4,0	1,7	4,2	
	Summe	16,7	1,7	19,1	1,8	35,8	3,3
Aue							
Wernshausen	0,1	0,3	0,1	0,9	0,0	1,1	
	0,2	0,4	0,3	0,8	0,1	1,2	
	0,3	1,3	1,1	7,2	5,9	8,5	
	0,4	1,5	0,6	6,4	2,3	7,9	
	0,5	0,8	0,4	2,6	1,5	3,4	
	0,6	0,7	0,4	1,1	0,1	1,8	
	Summe	4,9	0,5	19,0	2,9	23,9	3,2
Bergwiese							
Oberweißbach	0,1	1,1	0,6	2,1	3,2	3,2	
	0,2	0,8	0,9	1,6	0,1	2,4	
	0,3	0,3	0,1	5,2	0,4	5,5	
	0,4	0,3	0,5	1,7	0,2	2,1	
	0,5	0,1	0,1	1,2	0,2	1,3	
	Summe	2,6	0,4	11,9	1,6	14,5	1,9
Kalkmagerrasen							
Wechmar	0,1	0,6	0,4	0,9	0,1	1,5	
	0,2	0,2	0,2	0,8	0,0	1,0	
	0,3	0,0	0,0	0,7	0,1	0,7	
	Summe	0,7	0,3	2,4	0,1	3,1	0,6

**Tab. A 3.4-1:** Versorgung der Intensivflächen mit mineralischem Stickstoff (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) vor Beginn der Vegetationsperiode 2001 (n = 2-3, MW und SD).

## **Lebenslauf**

Name: Stephanie Nöllert, geb. 02.01.1973 in Jena  
Vater: Andreas Nöllert, geb. 18.09.1951, Angestellter an der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena  
Mutter: Christel Nöllert, geb. 10.12.1951, Lehrerin am Albert-Schweitzer-Gymnasium, Gera  
Kind: Nele Nöllert, geb. 27.07. 2001 in Jena

- 1989 Abschluss der Allgemeinbildenden Polytechnischen Oberschule Friedrich Engels in Holzendorf, Kr. Strasburg
- 1991 Erlangung der Hochschulreife an der Erweiterten Oberschule Johannes-R. Becher in Jena
- 1997 Abschluss des Biologiestudiums an der Universität Bayreuth mit dem Diplom,  
Thema der Diplomarbeit: „Die Samenbanken mit Fichten (Picea abies [L. Karst.]) aufgeforsteter Wiesen im Püttlachtal“
- 1998 Beginn der Promotion am Max-Planck-Institut für Biogeochemie in Jena unter der Betreuung von Prof. E.-D. Schulze zum Thema: „Vorräte und Dynamik des Bodenkohlenstoffs in Grünlandflächen Thüringens“.

## **Selbständigkeitserklärung**

Hiermit bestätige ich, die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und nur die angegebenen Hilfsmittel benutzt zu haben.

Jena, den 5. November 2003,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Stephanie Nöllert', with a stylized, cursive script.

Stephanie Nöllert.

## **Publikationen**

- Diplomarbeit: „Die Samenbanken von mit Fichten aufgeforsteten Wiesen im Püttlachtal“, Universität Bayreuth.
- M. Scherer-Lorenzen, A. Elend, S. Nöllert und E.-D. Schulze: “Plant Invasions in Germany – General Aspects and Impacts of Nitrogen Deposition“, In: Invasive Species in a Changing World, ed. MOONEY, H. A. und R. J. HOBBS, 2000.